# Impact of various fishery management measures on egg production per recruit in American lobster (*Homarus americanus*)

Louise Gendron and Pierre Gagnon

Regional Science Branch
Department of Fisheries and Oceans
Maurice Lamontagne Institute
C.P. 1000, 850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec)
G5H 3Z4

2001

**Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2369**

Pêches et Océans
Fisheries and Oceans
Canada

**Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**

Technical reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that are not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

**Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques**

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report
of Fisheries and Aquatic Sciences 2369

2001

# Impact of various fishery management measures on egg production per recruit in American lobster (*Homarus americanus*)

Louise Gendron and Pierre Gagnon[1]

Regional Sciences Division
Department of Fisheries and Oceans
Maurice Lamontagne Institute
C.P. 1000, 850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

[1] Centre Saint-Laurent
105 McGill
Montréal QC
H2Y 2E7

© Minister of Public Works and Government Services Canada 2001
No de cat. Fs 97-6/2369 ISSN 0706-6457

Correct citation for this publication :

Gendron, L. and P. Gagnon. 2001. Impact of various fishery management measures on egg production per recruit in American lobster (*Homarus americanus*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2369: vi + 31 p.

Ce rapport est également disponible en français

## TABLE OF CONTENTS


LIST OF TABLES ..... iv

LIST OF FIGURES ..... v

ABSTRACT ..... vi

RÉSUMÉ ..... vi

1.0 INTRODUCTION ..... 1

2.0 MATERIAL AND METHODS ..... 3

2.1 MODEL ..... 3
2.2 DATA ..... 6
2.2.1. Growth ..... 8
2.2.2. Sexual maturity ..... 8
2.2.3. Fishing mortality ..... 9
2.2.4. Natural mortality ..... 10
2.2.5. Fecundity ..... 10
2.2.6. Distribution of recruited sizes ..... 10
2.3. SIMULATIONS ..... 10

3.0 RESULTS ..... 13
3.1. EGG PRODUCTION PER RECRUIT ..... 13
3.2. MANAGEMENT RISK ..... 21

4.0 DISCUSSION ..... 25

5.0 ACKNOWLEDGEMENTS ..... 28

6.0 REFERENCES ..... 28

## LIST OF TABLES

Table 1. List of functions that can be used in the model to describe the different variables ..... 5

Table 2. List of probability distributions used to quantify the uncertainty associated with the values or parameters of functions describing various biological variables ..... 6

Table 3. Values and equations describing growth, sexual maturity, and fecundity that were used in calculating egg production per recruit (EPR) ..... 7

Table 4. List of management measures for which egg production per recruit (EPR) was calculated, for the southern and northern portions of the Magdalen Islands and for the Gaspé Peninsula ..... 12

Table 5. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with the situation observed in 1996 for the southern portion of the Magdalen Islands. ..... 14

Table 6. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with the situation observed in 1996 for the northern portion of the Magdalen Islands. ..... 15

Table 7. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with the situation observed in 1996 for the Gaspé Peninsula ..... 16

## LIST OF FIGURES

Figure 1. Flowchart of the life cycle of female lobster and list of the parameters used in the model for calculating egg production per recruit (EPR) ..... 4

Figure 2. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with 1996 for the southern portion of the Magdalen Islands ..... 18

Figure 3. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with 1996 for the northern portion of the Magdalen Islands ..... 19

Figure 4. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with 1996 for the Gaspé Peninsula ..... 20

Figure 5. Cumulative frequency distribution of the 100 increment factor values obtained with the model, illustrating the risk of not achieving a doubling of EPR under the various fishery management scenarios tested for the southern portion of the Magdalen Islands ..... 22

Figure 6. Cumulative frequency distribution of the 100 increment factor values obtained with the model, illustrating the risk of not achieving a doubling of EPR under the various fishery management scenarios tested for the northern portion of the Magdalen Islands ..... 23

Figure 7. Cumulative frequency distribution of the 100 increment factor values obtained with the model, illustrating the risk of not achieving a doubling of EPR under the various fishery management scenarios tested for the Gaspé Peninsula ..... 24

## ABSTRACT

Gendron, L. et P. Gagnon. 2001. Impact of various fishery management measures on egg production per recruit in American lobster (*Homarus americanus*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2369: vi + 31 p.

A detailed model of the life cycle of lobster populations from the Magdalen Islands and Gaspé, taking into account uncertainty in the input parameters arising from the difficulty in assessing their value or from their natural variability, was developed and used to assess the impact of new fishery regulations on the egg production per recruit (EPR). The new regulations included additional limits on the legal sizes (minimum, maximum), reduction of the exploitation rate and increased protection of females by v-notching. Results of the calculations were used to develop the management plans put forward in the Québec region since 1997, to double the EPR compared to the 1996 level. We also present a risk analysis concerning lobster fishing management, based on the probability of not reaching a given level of EPR.



## RÉSUMÉ

Gendron, L. et P. Gagnon. 2001. Impact of various fishery management measures on egg production per recruit in American lobster (*Homarus americanus*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2369: vi + 31 p.

Un modèle détaillé du cycle vital du homard pour les populations des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie, incorporant l'incertitude des paramètres mal estimés ou naturellement variables a été développé et utilisé pour évaluer l'impact de nouvelles mesures de gestion sur la production d'œufs par recrue (POR). Les mesures de gestion envisagées incluent des restrictions additionnelles sur les tailles de capture (minimale et maximale), la réduction du taux d'exploitation et la protection accrue des femelles par marquage (encoche en V). Les résultats de ces calculs ont servi à l'élaboration des plans de gestion de la pêche mis en place au Québec depuis 1997, dans le but de doubler la POR par rapport au niveau de 1996. Nous présentons également une analyse de risque concernant la gestion de la pêche au homard fondée sur la probabilité de ne pas atteindre un niveau donné de POR.

## 1.0 INTRODUCTION

The fishery for the American lobster (*Homarus americanus*) in Eastern Canada is characterized by very high exploitation rates and harvesting of immature individuals, which makes it susceptible to recruitment overfishing (Anon. 1977). In the mid-1970s, following a twenty-year decline in landings, the fear of recruitment overfishing was apparent both in the United States and in Canada. But from the mid 1970s to the early 1990s, landings increased continuously. This increase was probably due to favourable environmental conditions and ecological factors, though an increase in fishing effort and efficiency may also have contributed (Fogarty 1995). Starting in the early 1990s, however, landings began to decline in many fishing areas in Canada. In Québec, landings totalled 3800 t in 1992 but fell below 3000 t in 1994. This decrease revived concerns about a potential overfishing problem, not only among scientists, but also within the fishing industry as a whole. At the request of the Minister of Fisheries and Oceans, the Fisheries Resource Conservation Council (FRCC) therefore took a careful look at the problem of declining lobster landings and, in 1995, proposed some principles and tools for improving conservation of the lobster stocks (Anon. 1995).

In Canada, management of the lobster fishery is based on controlling fishing effort by limiting the number of licences, the number of traps, and the length of the fishing season. This fishery is also subject to regulations concerning the minimum legal size and requirements to throw back berried females. The purpose of all these measures is to prevent growth overfishing and allow sufficient egg production, thus preventing recruitment overfishing. In its report on conservation of the lobster stock, the FRCC proposed a new approach to lobster management, based on conservation objectives (Anon. 1995). One of these objectives is to protect the stock's reproductive potential more effectively, so that enough eggs are produced to maintain the resource under all environmental conditions that are likely to be encountered.

Biological reference points that are considered for the implementation of measures to protect reproductive potential include size at sexual maturity, spawning biomass, and spawning per recruit, very often expressed in number of eggs. Spawning per recruit, or more specifically, egg production per recruit (EPR), is a measure of reproductive potential and is defined as the number of eggs that a newly recruited female will produce, on average, over her lifetime. The concept of EPR is currently used in the United States as the basis for defining overfishing. When the relation between the size of the stock and recruitment is known for a given population, a minimum EPR value can be calculated, below which the renewal of the stock could be compromised. On the basis of observations made for some twenty groundfish species, it has been determined that, depending on the species, an EPR ranging from 20% to 35% of the production level for the unfished population was necessary to ensure the renewal of the stock and thus avoid recruitment overfishing (Mace and Sissenwine 1993). Once the minimum EPR required for the renewal of the stock is known, an acceptable level of exploitation can be defined to ensure that egg production never falls below this minimum. In the United States, according to this principle, a lobster stock is regarded as overexploited if its EPR is less than 10% of what it would be if this stock was not being fished. However, very little research has been done on the relation between stock size and recruitment in lobster,

therefore this 10% threshold has been established somewhat arbitrarily. However, studies by Fogarty and Idoine (1986) and Ennis and Fogarty (1997) indicate that the rising section of the stock-recruitment curve, close to the origin, has a very steep slope, which suggests that lobster populations show fairly strong resiliency at high exploitation rates.

In many lobster fisheries in Atlantic Canada, EPR has been reported at about 1% or 2% of that of an unfished stock (Pezzack and Maguire 1995, Anon. 1995). In many cases, the minimum legal size is less than the size at sexual maturity and the exploitation rates are very high, which explains the low EPR. In its report, the FRCC proposed introducing new conservation measures that would raise the EPR to 5% of that of an unexploited stock. But there is still much uncertainty about the characteristics of an unfished stock, chiefly as regards the growth, spawning frequency, and natural mortality of large females. This is why the stock management policy has been defined in terms of doubling the current EPR in each fishing area, rather than of increasing it as a percentage of the calculated EPR for an unfished stock (DFO 1998).

Over the years, several models for calculating eggs per recruit and yield in weight per recruit have been developed and applied to various Canadian lobster stocks (Attard 1985, Caddy 1977, 1979, Campbell 1985, Campbell and Robinson 1983, Ennis 1985, 1991, Ennis and Collins 1983). These models incorporate every component of the annual cycle of the recruited lobster. Some models account for particularities in the females' reproductive cycle, such as the ability to spawn and molt in the same year, or to spawn more than once during the intermolt period. Fogarty and Idoine (1988) developed an EPR model for US lobster fisheries. This model has been applied by Pezzack and Maguire (1995) to the Canadian stocks to provide the FRCC with an indication of the current level of egg production. In the present study, we describe a new model for calculating EPR. This model, derived from the model of Fogarty and Idoine (1988), has been developed to better reflect the main biological characteristics of the lobster of Atlantic Canada and the distinctive features of the fishery in this region. This model also offers the flexibility needed to account for the uncertainty caused by natural variability in lobster production processes (growth, natural mortality, and recruitment) and by difficulties in determining exact values for biological parameters. We use the Monte Carlo method to generate a set of EPR values whose distribution is the result of the uncertainty in the model's parameters. Consequently, we can formulate probabilistic statements that can be used to assess risk. Risk may be defined as the probability that a negative event will occur, where the probability is the expression of the uncertainty. For example, fishery managers might want to assess the risk of not achieving a given management objective, or of falling below a given biological reference level or warning threshold beyond which the probability of a given stock's collapsing is high. In the former case, we would be looking at a management risk, and in the latter, at a biological risk.

In this paper, we describe our model and present the results of EPR calculations for various management scenarios applied to the lobster fisheries of the Magdalen Islands and the Gaspé Peninsula in Québec. The results of these calculations have been used to develop management and conservation plans that have been implemented in the Québec lobster fisheries since 1997, with the goal of increasing EPR to twice its 1996 level. We

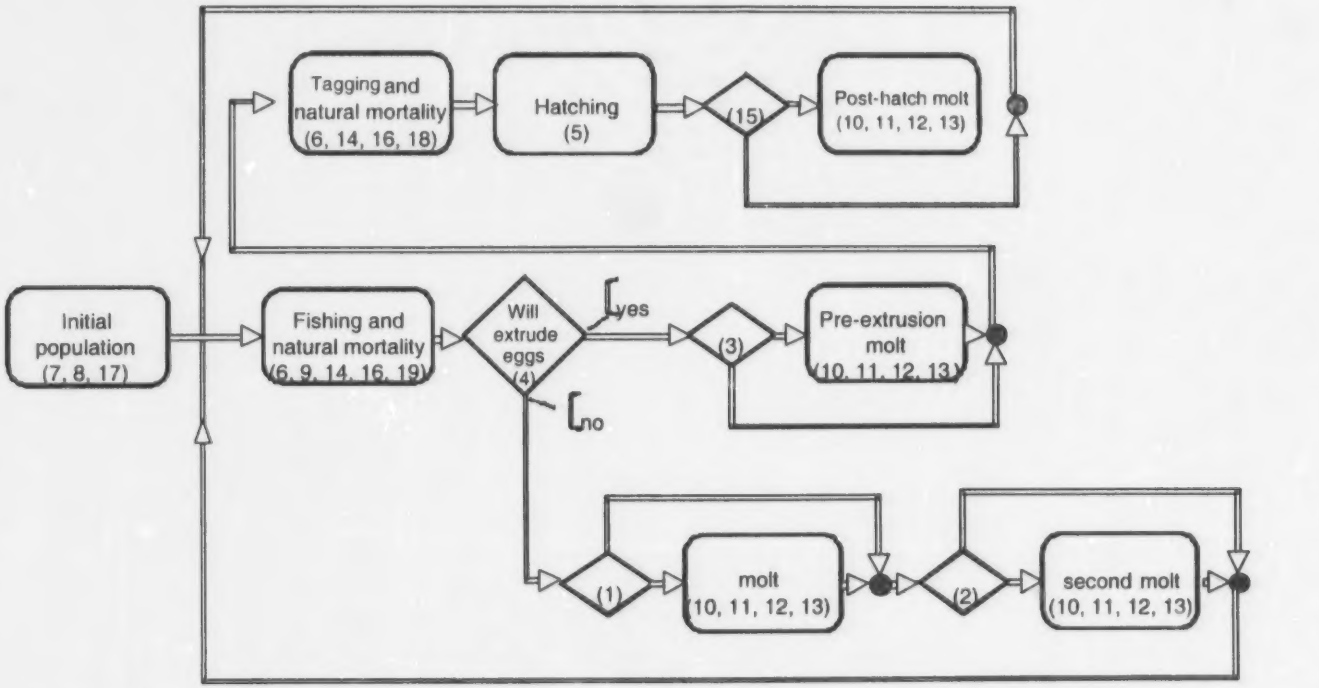
also present an assessment of the management risk—the probability of not achieving this objective of doubling EPR—for a variety of possible management measures. This is the first time a risk analysis has been applied to a lobster fishery.

## 2.0 MATERIAL AND METHODS

### 2.1 MODEL

The model presented here is an extension of the biological model developed by Fogarty and Idoine (1988). This model reproduces the lobster's life cycle, incorporating the various biological parameters such as natural mortality, growth, sexual maturity, and fecundity, while also considering the fishing to which the population is subjected. This model simulates the life cycle of a group of male or female lobster with a given initial size distribution until their population has been reduced to nearly zero. In this study, we deal with females only. Each year the sequence of events described below and illustrated in Figure 1 is repeated. For females, the year starts with the fishing season. Fishing mortality is applied only to unberried females. After the fishing season, the surviving females are divided into two groups: those that are going to spawn and those that are not. The spawners may molt once before spawning while the non-spawners may molt once or twice while remaining in the unberried population. Meanwhile, the berried females that are caught are thrown back, sometimes after having been marked (V-notched on the telson). The females incubate their eggs for close to a year. Then, after the eggs have hatched, these females molt, return into the population of unberried females, and thus become vulnerable to fishing in the following year. The V-notched females however, will have additional protection and not suffer any fishing mortality, even if they are not berried. This protection does not continue, however, beyond two molts. Egg production is calculated at the time the eggs hatch.

Natural mortality has two components: mortality of hard-shelled lobster, which occurs throughout the year, and mortality of soft-shelled lobster, which occurs during the short period of increased vulnerability that follows the molt. The probability of spawning in a given year and the number of eggs produced by a female depends on her size. Fishing mortality is also a function of the size of the lobster and is dependent on the minimum legal size. It is independent, however, of the abundance of the population and does not vary from one year to another. It can be reduced through certain control measures (reducing overall fishing effort, protecting berried females, protecting large individuals, and V-notching, which provides further protection for two more molts). The model requires the definition of 19 variables (Figure 1), which may be described by constants or various mathematical functions (Table 1).




**Parameters:**
**1:** Default Molting Probability; **2:** Double Molting Probability; **3:** Extrusion Molting Probability; **4:** Extrusion Probability;
**5:** Fecundity; **6:** Fishing Mortality; **7:** Initial population; **8:** Initial size Distribution; **9:** Maximum Landing Size;
**10:** Molt Increment Dispersion; **11:** Molt increment Distribution; **12:** Molt increment Mean; **13:** Molting Mortality; **14:** Natural Mortality;
**14:** Post Hatching Molting Probability; **16:** Relative Fishing Effort; **17:** Sex; **18:** V Notching Compliance; **19:** Weight at Length

Figure 1. Flowchart of the life cycle of female lobster and list of the parameters used in the model for calculating egg production per recruit (EPR).

Table 1. List of functions that can be used in the model to describe the different variables.

| **Function** | **Value for a given size = $x$ (carapace length)** |
|---|---|
| Constant ( C ) | $C$ |
| Step ( S, L, R ) | $\begin{cases} L & \text{if } x < S \\ R & \text{otherwise} \end{cases}$ |
| Two steps ( $S_1$, $S_2$, L, M, R ) | $\begin{cases} L & \text{if } x < S_1 \\ M & \text{if } S_1 \le x < S_2 \\ R & \text{otherwise} \end{cases}$ |
| Linear ( A, B ) | $A + Bx$ |
| Quadratic ( A, B, C ) | $A + Bx + Cx^2$ |
| Cubic ( $S_1$, $S_2$, L, R ) | $\begin{cases} L & \text{if } x \le S_1 \\ L + (R - L)(2Y^3 - 3Y^2 + 1) & \\ Y = \dfrac{x - S_2}{S_1 - S_2} & \text{if } S_1 < x \le S_2 \\ R & \text{otherwise} \end{cases}$ |
| Logistic ( M, Q, L, R )* | $L + \dfrac{(R - L)}{1 + e^{(-2\ln(3)(x - M))/Q}}$ |
| Uniform ( $S_1$, $S_2$ ) | $\begin{cases} \dfrac{1}{S_2 - S_1} & \text{if } S_1 \le x \le S_2 \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases}$ |
| Normal ( M, D ) | $\dfrac{e^{\frac{-(x-M)^2}{2D^2}}}{D\sqrt{2\pi}}$ |
| Exponential ( M ) | $\dfrac{e^{-x/M}}{M}$ |
| Power ( A, B ) | $Ax^B$ |

*The logistic function $Y = 1/1+e^{-(a+bx)}$ is expressed here this way to enable the assignment of a distribution of uncertainty to the inflexion point (M) and to the size interval (Q) within which the function goes from 0.25 to 0.75 of its maximum value, or inversely in the case of a negative function. M= -a/b and Q=2ln(3)/b

The computer program developed to implement the model can be used to explore various management measures while taking into account uncertainty in the information available. Every value or every parameter of a function can be described by a probability distribution rather than a fixed value (Table 2). This parameter uncertainty is propagated to the final EPR estimate by means of a Monte Carlo simulation, which iteratively assigns various values to the parameters, chosen randomly within the probability distribution defined for the parameter in question. The program can perform up to 1000 iterations.

This program is a DOS executable written in Fortran. The system reads the data from the files that contain the information on the biological parameters. An application written in Visual Basic 6.0 allows the model to be run under Windows 95.

Table 2. List of probability distributions used to quantify the uncertainty associated with the values or parameters of functions describing various biological variables.

| **Probability distribution** | **Parameters to be defined** |
|---|---|
| Uniform | minimum; maximum |
| Normal | mean; standard deviation |
| Log Normal | mean normal; standard deviation normal |
| Binomial | probability of value 1; value 1; value 2 |
| Epanechnikov | minimum; maximum |

## 2.2 DATA

The model has been used to simulate the application of various management scenarios to the lobster populations of the northern and southern portions of the Magdalen Islands and the Gaspé Peninsula. In many cases, the biological data characterising the various populations have been taken from the literature (Table 3).

Table 3. Values and equations describing growth, sexual maturity, and fecundity that were used in calculating egg production per recruit (EPR).

| | Magdalen Islands South | Magdalen Islands North | Gaspé |
|---|---|---|---|
| **Molt size increment** | *Constant, uniform distribution between 8 and 12 mm* | | |
| **Molt Probability** *Proportion of females molting a given year (Y) as a function of size (CL)* | $Y = 1 / 1+e^{+0.088CL - 7.91}$<br>M* = 90 mm<br>Q** = 25 mm<br>(L. Gendron, unpublished data) | | |
| **Sexual maturity** *Proportion of mature females (Y) as a function of size (CL)* | $Y = 1/1+e^{-0.314CL + 24.8}$<br>M= 84 mm<br>Q= 7 mm<br>n=380<br>Dubé and Grondin (1985) | $Y = 1/1+e^{-0.314CL + 26.37}$<br>M= 84 mm<br>Q= 7 mm<br>n=361<br>Dubé and Grondin (1985) | $Y = 1/1+e^{-0.169CL + 14.15}$<br>M= 79 mm<br>Q= 13 mm<br>n=47<br>(L. Gendron, unpublised data) |
| **Fecundity** *Number of eggs (Y) as a function of size (CL)* | $Y = 0.00256 \times CL^{3.409}$<br>n=166<br>Campbell and Robinson (1983) | | |

*M = inflexion point

**Q = size interval within which the function goes from 0.25 to 0.75 of its maximum value

### 2.2.1 Growth

The data on growth in size per molt that are used in this model are based on the results of mark/recapture campaigns conducted in the Magdalen Islands by Dubé (1985). In general, the growth in size per molt is a positive linear function of size. However, in the case of females, Dubé (1985) observed that the slope of the regression line between post-molt size and pre-molt size was not significantly different from 1, thus showing that for the sizes considered, growth per molt was constant. An average value of 10 mm has been used in the model, both for the Magdalen Islands and for the Gaspé Peninsula. To account for uncertainty and variability, growth in size per molt has been expressed as a value that is distributed uniformly between 8 and 12 mm and constant for all sizes.

The probability of molting is defined as the proportion of individuals that molt in a given year. It was determined for this model from observations of the proportion of post-molt lobster taken with a trawl off the Magdalen Islands in September 1995, after the molting period. The initial size of lobster that had molted that summer was determined from Dubé's data on growth in size per molt (1985). The percentage of lobster that had molted was then calculated for each 1-mm size class. The probability of molting as a function of size was then represented by a logistic equation in which the minimum value was set at 0.05 rather than at zero, corresponding to one molt every 20 years for very large individuals. We determined that the size at the inflexion point (M) was 90 mm and that the interval (Q) within which the function goes from 0.25 to 0.75 of its maximum value, was 25 mm. The uncertainty in the value of M was represented by a normal distribution with a standard deviation of 4 mm while the value of Q could vary uniformly between 20 and 30 mm.

Though the model can accommodate cases where the same individual molts twice in the same year, we have assumed that the proportion of female lobster that molt twice per year off the Gaspé Peninsula and the Magdalen Islands is negligible. It should be noted, however, that some cases of double-molting—chiefly in lobster smaller than 75 mm—have been reported in the Magdalen Islands in the Grande-Entrée Lagoon, where the water temperature is higher (Munro and Therriault 1983).

### 2.2.2 Sexual maturity

Observations on sexual maturity were used to determine the probability that an unberried female will spawn in a given year. For the lobster in the Magdalen Islands, sexual maturity was determined from observations of the colour, weight, and oocyte diameter of the ovaries (Dubé and Grondin 1985). Females that had developing ovaries (stages 4 and 5) or mature ovaries (stage 6) during the fishing season, according to the classification of Aiken and Waddy (1982), were regarded as capable of spawning in the course of the year. For the lobster in the Gaspé, on the other hand, sexual maturity was determined from the development of the cement glands, according to the criteria defined by Aiken and Waddy (1982). The females with cement glands in development stages 3 or 4 were regarded as mature and capable of spawning during the current year. Cement gland development stages 3 and 4 are generally correlated with ovary development stages

4, 5, and 6 (Aiken and Waddy 1982). The percentage of mature females as a function of size was determined and a logistic curve was fit to this equation. The size at which 50% of the females are mature is 79 mm in the southern Magdalen Islands, 84 mm in the northern Magdalen Islands (Dubé and Grondin 1985), and 84 mm in the Gaspé (L. Gendron, unpublished data) (Table 3). Standard deviations of 3 mm were associated with all of these means while the 0.25-0.75 intervals of the logistic curve were distributed uniformly between 6 and 8 mm.

The model can accommodate the deviations sometimes observed in the females' usual reproductive cycle, which consists in alternating between molting one year and spawning the next (Aiken and Waddy 1986). Nevertheless, we have assumed that the proportion of females that molt and spawn in the same year is negligible, as is the proportion that spawn immediately after their eggs hatch, without first molting again.

### 2.2.3 Fishing mortality

Every year, an exploitation rate index is calculated for the lobster populations of the northern and southern Magdalen Islands and the Gaspé, based on weighted size frequency distributions for male lobster. The calculation method is taken from Miller *et al.* (1987) and is based on the abundance of the first two molt classes recruited into the fishery. The instantaneous mortality rate for the first molt class recruited into the fishery is estimated from the following equation:

$$Z = - \log_e (M_2 / M_1)$$

where $M_1 = M_1' / t_{M1}$, and $M_2 = M_2' / t_{M2}$. $M_1'$ is the number of lobster in the first molt class and $M_2'$ is the number of lobster in the second molt class, $t_{M1}$ and $t_{M2}$ represent the period, in years, spent in the molt classes. The molt classes were estimated from data for growth of male lobster in the Magdalen Islands (Dubé 1985). The first molt class comprises individuals ranging from 76 to 86 mm in size and the second comprises individuals ranging from 87 to 99 mm in size. The intermolt period was estimated from the data on molting probabilities calculated for males by Dubé (1985). Thus, $t_{M1}$ and $t_{M2}$ were estimated at 1.13 and 1.52 years, respectively. To avoid any bias due to changes in recruitment, $M_1$ for a given year is compared with $M_2$ for the following year, so that the same cohort is followed over time. The catchability of lobsters ranging from 76 to 99 mm in size is assumed to be comparable, which seems reasonable on the basis of the observations by Tremblay *et al.* (1998). Fishing mortality (F) is obtained by subtracting natural mortality (M=0.15, see below) from total mortality (Z). On the basis of these calculations, it was assumed that the value of F was normally distributed (means = 0.9, 1.12, and 1.43 and standard deviations = 0.09, 0.11, and 0.11 for the northern Magdalen Islands, the southern Magdalen Islands, and the Gaspé, respectively).

### 2.2.4 Natural mortality

We do not have any precise data on natural mortality (M), but by convention, a value of 0.1 has often been used. More recently, on the basis of new observations (Michel Comeau and Manon Mallet, DFO, Gulf Fisheries Centre, Moncton, New Brunswick, personal communication), a higher value (M = 0.15) has been used. A portion of this natural mortality (M = 0.1) occurs at molting, while the remainder (M = 0.05) applies to all lobster, every year. To account for uncertainty and variability, we have assumed that the portion of M associated with molting could vary uniformly between 0.08 and 0.12 and that the value of M not associated with molting could vary uniformly between 0.04 and 0.06.

### 2.2.5 Fecundity

The equation of Campbell and Robinson (1983) based on a wide range of sizes was used to quantity the fecundity of the females (Table 3). The equations derived from observations made in the Magdalen Islands (Attard 1985) and the Gaspé covered a more limited range of sizes.

### 2.2.6 Distribution of recruited sizes

The recruitment size was set at 76 mm. The calculations dealt with a cohort whose initial sizes varied uniformly from 65 to 76 mm.

## 2.3 Simulations

The model was used to examine the effects of various management measures on the values of EPR in the lobster fisheries of the Magdalen Islands and the Gaspé. Because the southern and northern portions of the Magdalen Islands (from Pointe-de-l'est to Havre-Aubert and from Millerand to Grosse-Île, respectively) have differing values for size at sexual maturity and fishing mortality, these two areas were considered separately. The simulations examined the impacts of increasing the minimum legal size, of reducing fishing mortality, of introducing a maximum legal size, and of combinations of these measures, including V-notching of berried females. Table 4 lists the management scenarios simulated in this analysis. The choice of scenarios for each region reflects specific requests that were addressed to us. For each management scenario, 100 Monte Carlo iterations were calculated. The values for EPR were expressed both in absolute terms and relative to EPR values calculated for a base scenario (before the implementation of the new management measures). The ratio between the two values, referred to as the increment factor, can be used to determine which management scenarios can, at least in theory, achieve the objective of doubling EPR (an increment factor of 2).

To make our estimates of the increment factors more accurate, we compared each alternative scenario with a base scenario using the same random selection of parameters. The cumulative frequency distribution of the 100 increment factor values thus calculated, which reflects the uncertainties of our biological model, was used as the basis for assessing the management risk, meaning the probability of not achieving the specified management objective.

The base scenario represents the management regime that was in effect in 1996, before the implementation of the new conservation plan. This regime included a minimum legal size of 76 mm and throwing back of berried females. There was no maximum legal size, and we have assumed that V-notching of berried females was negligible, though it has been practiced to a marginal extent since 1993 in some parts of the Gaspé.

Table 4. List of management measures for which egg production per recruit (EPR) was calculated, for the southern and northern portions of the Magdalen Islands and for the Gaspé Peninsula.

| | Magalen Islands South | Magdalen Islands North | Gaspé |
|---|---|---|---|
| **Basic scenario** | | | |
| 76 mm | X | X | X |
| **Minimum size** | | | |
| 78 mm | X | X | X |
| 79 mm | X | X | |
| 80 mm* | X | X | X |
| 81 mm** | X | X | X |
| 82 mm | X | X | X |
| 83 mm | X | X | X |
| 84 mm | X | X | X |
| **Minimum size and changes in fishing mortality** | | | |
| 78 mm and reduction of 10 % | X | X | X |
| 78 mm and reduction of 20 % | X | X | |
| 80 mm and reduction of 10 % | X | X | X |
| 80 mm and reduction of 20 % | X | X | |
| 82 mm and reduction of 10 % | X | X | X |
| 82 mm and reduction of 20 % | X | X | X |
| 84 mm and reduction of 10 % | | | X |
| 84 mm and reduction of 20 % | | | X |
| *80 mm and increase of 10 %* | X | | X |
| **Minimum size and maximum size** | | | |
| 78 mm and 121 mm | X | X | X |
| 80 mm and 127 mm | X | X | X |
| 82 mm and 127 mm | X | X | X |
| 84 mm and 127 mm | X | X | X |
| **Combination of measures : Minimum size, reduction of fishing mortality, maximum size and female v-notching (V)** | | | |
| 78 mm, reduction of 10 % and 127 mm | X | X | X |
| 78 mm, reduction of 10 %, 127 mm and 10 % V-notching (V) | X | X | X |
| 80 mm, reduction of 10 % and 127 mm | X | X | |
| 80 mm, reduction of 10 %, 127 mm and 10 % V-notching (V) | X | X | |

*minimum size in the majority of the fishing areas in the Gaspé Peninsula and on the North Shore in 2001
** minimum size in the Magdalen Islands in 2001

# 3.0 RESULTS

## 3.1 EGG PRODUCTION PER RECRUIT

Tables 5, 6, and 7 show the results of our calculations of EPR, both in absolute numbers and in relative terms (as increment factors compared with the production levels observed under the 1996 management regime) for the southern Magdalen Islands, the northern Magdalen Islands, and the Gaspé, respectively. Figures 2, 3, and 4 show the means and standard deviations for the 100 absolute values and increment factors calculated for each scenario for these same three areas.

In 1996, under the management plan then in effect, EPR averaged 3 636 ±1 199 eggs in the southern Magdalen Islands and 3 418 ± 1 097 eggs in the northern Magdalen Islands (Tables 5 and 6). There is thus no significant difference between the two parts of the islands in their initial levels of egg production. Though the size of the lobster at sexual maturity is higher in the northern sector than in the southern sector (84 mm compared with 79 mm), the lower fishing mortality in the northern islands allows egg production to reach equivalent levels. In the Gaspé, on the other hand, because both the exploitation rate and the size at sexual maturity are high, the calculated egg production is much lower than for the Magdalen Islands. The estimated EPR for 1996 averaged 1 433 ± 647 eggs (Table 7), almost three times lower than in the Magdalen Islands.

At present, the measures adopted by lobster fishers to achieve the previously mentioned conservation objective of doubling EPR, both in the Magdalen Islands and in the Gaspé, are basically limited to increasing the minimum legal size. In the Magdalen Islands, this objective could be achieved through an increase of the minimum size to 83 mm in the southern portion and 84 mm in the northern portion (Tables 5 and 6 and Figures 2 and 3). In the Gaspé, because the initial level of egg production per recruit was relatively lower, this doubling could be achieved by increasing the minimum legal size to only 82 mm (Table 7 and Figure 4). In 2001, the minimum legal size in the Magdalen Islands was set at 81 mm, which according to our model should have increased EPR by a factor of 1.60 in the south and 1.53 in the north (Tables 5 and 6). This estimate is based on the assumption that all the other parameters remained constant. But fishing mortality could have increased over the past five years. If it did, then the increase in EPR following an increase in minimum legal size would be smaller than predicted. For example, according to our model, increasing the minimum legal size to 80 mm should have increased EPR by a factor of 1.41 in the southern Magdalen Islands. But if fishing mortality had increased by 10% at the same time, then the increment factor would have been only 1.26 (Table 5).

Table 5. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with the situation observed in 1996 for the southern portion of the Magdalen Islands.

| | Egg Production per recruit | | Increment factor | |
|---|---|---|---|---|
| | Mean | Standard deviation | Mean | Standard deviation |
| **Basic scenario 76 mm** | 3636 | 1199 | | |
| **Minimum size** | | | | |
| 78mm | 4147 | 1286 | 1.15 | 0.05 |
| 79mm | 4555 | 1361 | 1.27 | 0.07 |
| 80mm | 5059 | 1446 | 1.41 | 0.10 |
| 81mm | 5734 | 1481 | 1.60 | 0.14 |
| 82mm | 6320 | 1616 | 1.78 | 0.18 |
| 83mm | 7167 | 1639 | **2.02** | 0.24 |
| 84mm | 7850 | 1753 | **2.24** | 0.30 |
| **Minimum size; changes in fishing mortality F** | | | | |
| 78mm; -10%F | 4938 | 1274 | 1.34 | 0.06 |
| 78mm; -20%F | 5869 | 1416 | 1.60 | 0.10 |
| 80mm; -10%F | 5907 | 1414 | 1.61 | 0.11 |
| 80mm; -20%F | 6896 | 1542 | 1.89 | 0.15 |
| 82mm; -10%F | 7225 | 1570 | 1.99 | 0.19 |
| 82mm; -20%F | 8277 | 1684 | **2.29** | 0.23 |
| 80mm; +10%F | 4582 | 1325 | 1.26 | 0.09 |
| **Minimum size; maximum size** | | | | |
| 78mm; 121mm | 6326 | 2851 | 1.68 | 0.41 |
| 80mm; 127mm | 6490 | 2338 | 1.74 | 0.23 |
| 82mm; 127mm | 8179 | 2685 | **2.22** | 0.30 |
| 84mm; 127mm | 13436 | 4474 | **3.68** | 0.74 |
| **Combination (minimum size; reduction of fishing mortality F; maximum size and percentage V-notching)** | | | | |
| 78mm; -10%F; 127mm | 7035 | 3336 | 1.90 | 0.43 |
| 78mm; -10%F; 127mm; V10% | 9085 | 4566 | **2.45** | 0.67 |
| 80mm; -10%F; 127mm | 8647 | 3264 | **2.33** | 0.49 |
| 80mm; -10%F; 127mm; V10% | 11108 | 4490 | **3.00** | 0.76 |

Table 6. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with the situation observed in 1996 for the northern portion of the Magdalen Islands.

| | Egg Production per recruit | | Increment factor | |
|---|---|---|---|---|
| | Mean | Standard deviation | Mean | Standard deviation |
| **Basic scenario 76 mm** | 3418 | 1097 | | |
| **Minimum size** | | | | |
| 78mm | 3867 | 1178 | 1.14 | 0.04 |
| 79mm | 4216 | 1250 | 1.25 | 0.07 |
| 80mm | 4647 | 1338 | 1.38 | 0.09 |
| 81mm | 5074 | 1418 | 1.53 | 0.12 |
| 82mm | 5753 | 1547 | 1.72 | 0.16 |
| 83mm | 6316 | 1629 | 1.92 | 0.20 |
| 84mm | 7152 | 1768 | **2.16** | 0.27 |
| **Minimum size; changes in fishing mortality F** | | | | |
| 78mm; -10%F | 4669 | 1377 | 1.38 | 0.07 |
| 78mm; -20%F | 5756 | 1579 | 1.72 | 0.12 |
| 80mm; -10%F | 5504 | 1531 | 1.64 | 0.12 |
| 80mm; -20%F | 6671 | 1727 | **2.00** | 0.18 |
| 82mm; -10%F | 6666 | 1718 | **2.00** | 0.20 |
| 82mm; -20%F | 7925 | 1904 | **2.39** | 0.27 |
| **Minimum size; maximum size** | | | | |
| 78mm; 121mm | 8364 | 5156 | **2.56** | 0.90 |
| 80mm; 127mm | 7565 | 4146 | **2.33** | 0.62 |
| 82mm; 127mm | 9469 | 4915 | **2.95** | 0.76 |
| 84mm; 127mm | 11926 | 5831 | **3.77** | 0.96 |
| **Combination (minimum size; reduction of fishing mortality F; maximum size and percentage V-notching)** | | | | |
| 78mm; -10%F; 127mm | 8368 | 3949 | **2.41** | 0.65 |
| 78mm; -10%F; 127mm ;V10% | 10586 | 5109 | **3.05** | 0.88 |
| 80mm; -10%F; 127mm | 9976 | 4087 | **2.92** | 0.78 |
| 80mm; -10%F; 127mm ;V10% | 12205 | 5115 | **3.57** | 1.00 |

Table 7. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with the situation observed in 1996 for the Gaspé Peninsula.

| | **Egg Production per recruit** | | **Increment factor** | |
|---|---|---|---|---|
| | Mean | Standard deviation | Mean | Standard deviation |
| **Basic scenario 76 mm** | 1433 | 647 | | |
| **Taille minimale** | | | | |
| 78mm | 1699 | 739 | 1.20 | 0.07 |
| 80mm | 2223 | 917 | 1.59 | 0.15 |
| 81mm | 2562 | 907 | 1.90 | 0.20 |
| 82mm | 2953 | 1017 | **2.24** | 0.25 |
| 83mm | 3538 | 1162 | **2.66** | 0.37 |
| 84mm | 4059 | 1273 | **3.12** | 0.46 |
| **Minimum size; changes in fishing mortality F** | | | | |
| 78mm; -10%F | 2056 | 834 | 1.47 | 0.10 |
| 80mm; -10%F | 2628 | 1009 | 1.90 | 0.19 |
| 82mm; -10%F | 3407 | 1084 | **2.61** | 0.31 |
| 82mm; -20%F | 4017 | 1169 | **3.11** | 0.42 |
| 84mm; -10%F | 4571 | 1329 | **3.54** | 0.54 |
| 84mm; -20%F | 5253 | 1400 | **4.11** | 0.68 |
| 80mm; +10%F | 1891 | 739 | 1.38 | 0.14 |
| **Minimum size; maximum size** | | | | |
| 78mm;121mm | 2089 | 1081 | 1.57 | 0.34 |
| 80mm;127mm | 2343 | 966 | 1.80 | 0.16 |
| 82mm;127mm | 3267 | 1236 | **2.54** | 0.29 |
| 84mm;127mm | 4555 | 1559 | **3.60** | 0.53 |
| **Combination (minimum size; reduction of fishing mortality F; maximum size and percentage V-notching)** | | | | |
| 78mm; -10%F; 127mm | 2305 | 925 | 1.72 | 0.22 |
| 78mm; -10%F; 127mm; V10% | 3238 | 1453 | **2.41** | 0.53 |

In the Gaspé Peninsula, in 2001, the minimum legal size was 80 mm in most areas, except Gaspé-Nord, Gaspé Bay, and La Malbaie, where it was 81 mm. According to the model, increasing the minimum legal size to 80 mm would have increased EPR by a factor of 1.59, and increasing it to 81 mm would have increased EPR by a factor of 1.90. It is important to note that, just as in the Magdalen Islands, an increase in fishing mortality would have negative effects on the expected benefits derived from increasing the minimum legal size. For example, if the minimum legal size was increased to 80 mm, but fishing mortality increased by 10%, the EPR increment factor would be only 1.38 instead of 1.59 (Table 7).

On the other hand, the increase in minimum legal size needed to double EPR would be smaller if this increase was combined with a decrease in fishing mortality. For instance, in the southern Magdalen Islands, the same EPR increment factor—1.60— can be achieved by any of the following three approaches: increasing the minimum size to 81 mm; increasing the minimum size to 80 mm while reducing fishing mortality by 10%; or increasing the minimum size to only 78 mm while reducing fishing mortality by 20% (Table 5). In the northern Magdalen Islands, where fishing mortality is already lower, reducing it further produces a slightly more marked effect. A 20% reduction in fishing mortality combined with a minimum size of 78 mm results in the same EPR increment factor—1.72—as a minimum size of 82 mm (Table 6). In the Gaspé, a 10% reduction in fishing mortality combined with a minimum size of 80 mm provides an increment factor of 1.9, equivalent to what is achieved by a minimum size of 81 mm alone (Table 7).

There would also appear to be some merit in protecting the largest females. According to the model, benefits are obtained from combining a minimum legal size with a maximum legal size of 127 mm (5 inches) or 121 mm (4 ¾ inches). However, these benefits are greater in the northern portion of the Magdalen Islands, because the exploitation rate is lower there, which allows more females to reach larger sizes and thus benefit from such a protection measure. In contrast, in areas where the exploitation rate is very high such as the Gaspé Peninsula, introducing a maximum legal size would affect very few lobster, and the short-term benefits are not very apparent. For example, adding a maximum legal size of 127 mm to a minimum legal size of 82 mm raises the increment factor from 1.72 to 2.95 in the northern Magdalen Islands (Table 6) but only from 2.24 to 2.54 in the Gaspé (Table 7).

Lastly, a doubling of EPR can also be achieved by combining all of the available measures: increasing the minimum legal size, introducing a maximum size, marking berried females, and reducing fishing mortality. Such a variety of measures would allow for a better distribution of the conservation effort among all the lobster fishers. For example, the increase in minimum legal size is felt almost solely by fishers who operate in areas where there are more small lobster, and this situation is often denounced as unfair.

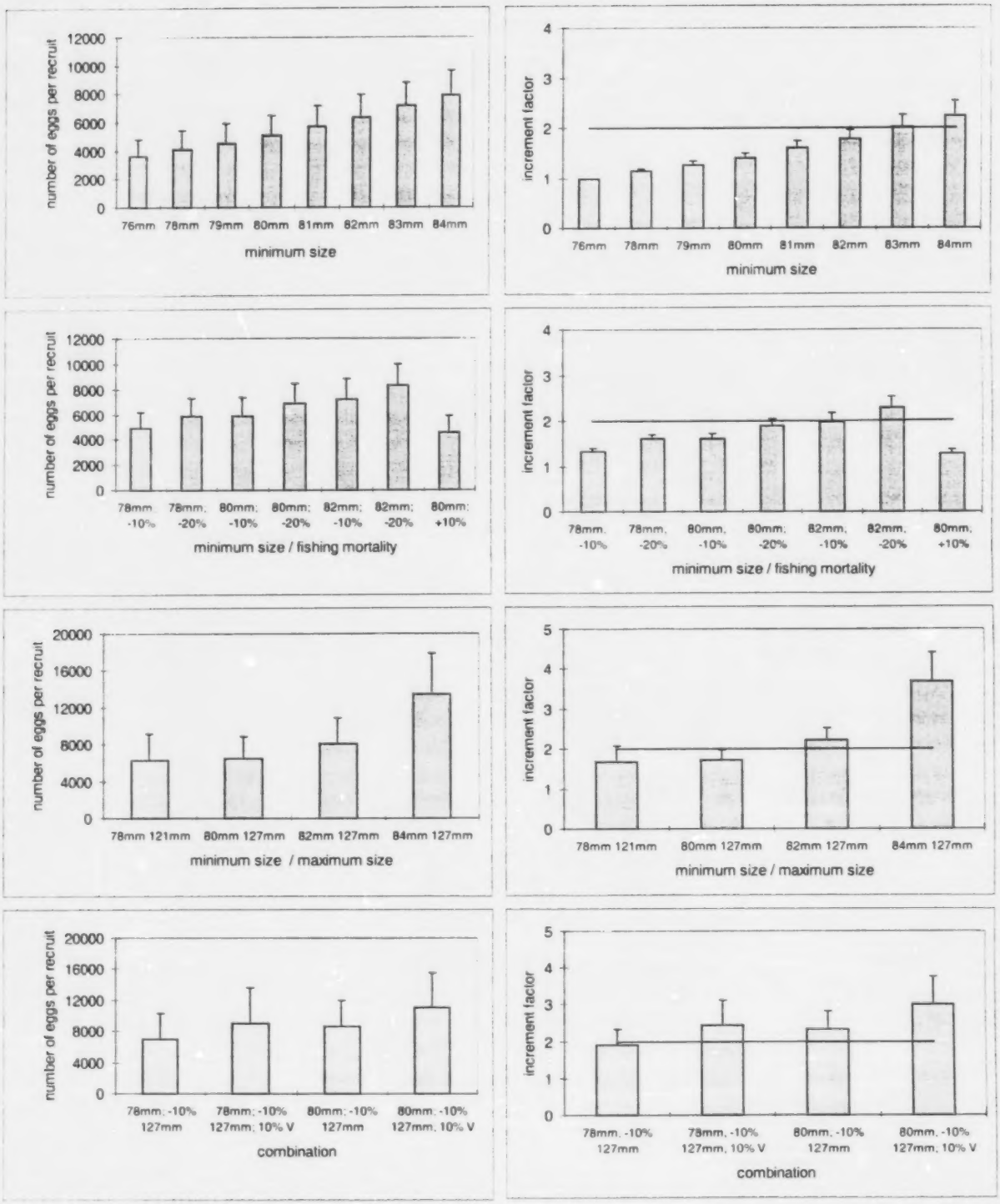



Figure 2. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with 1996 for the southern part of the Magdalen Islands.

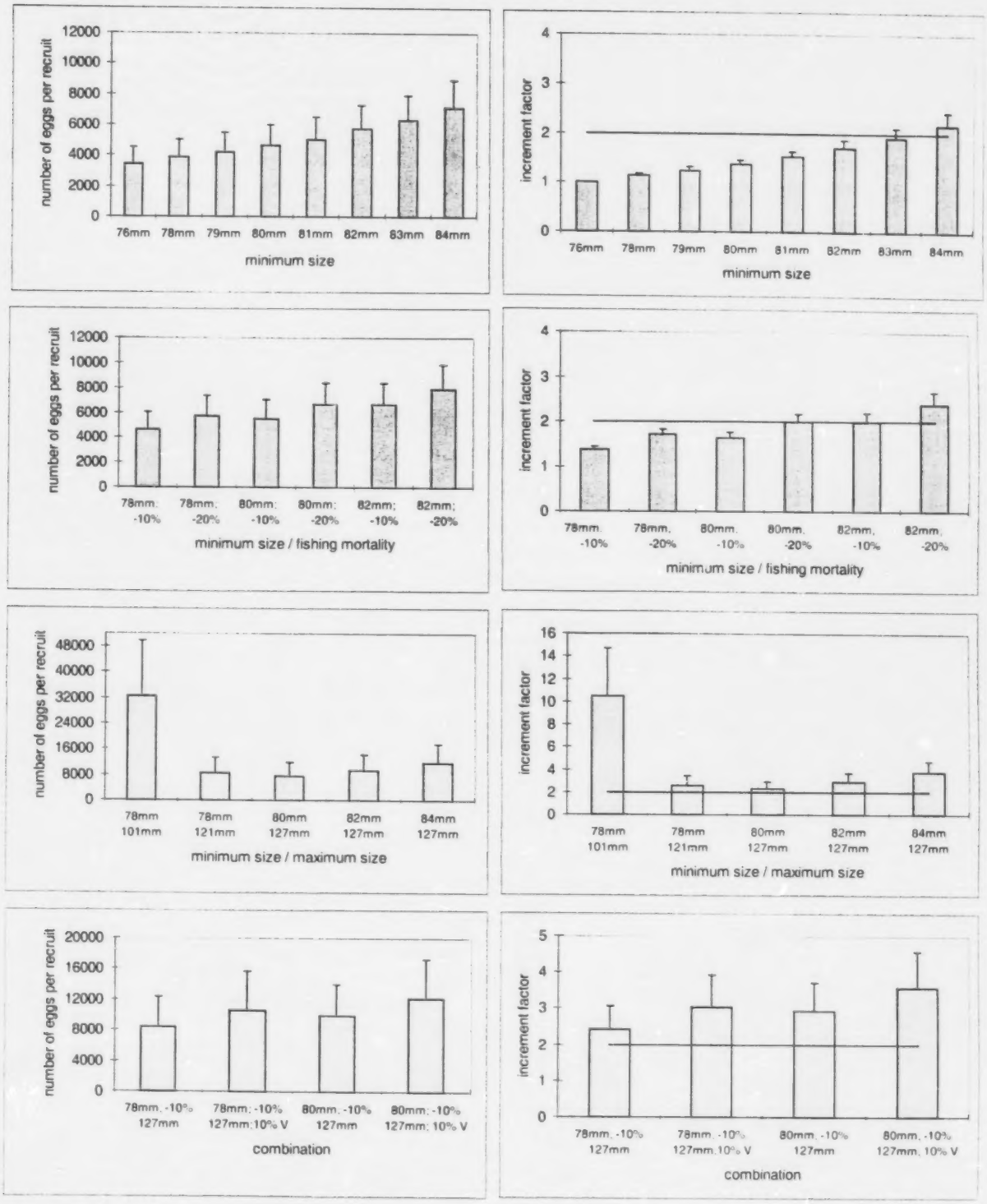



Figure 3. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with 1996 for the northern portion of the Magdalen Islands.

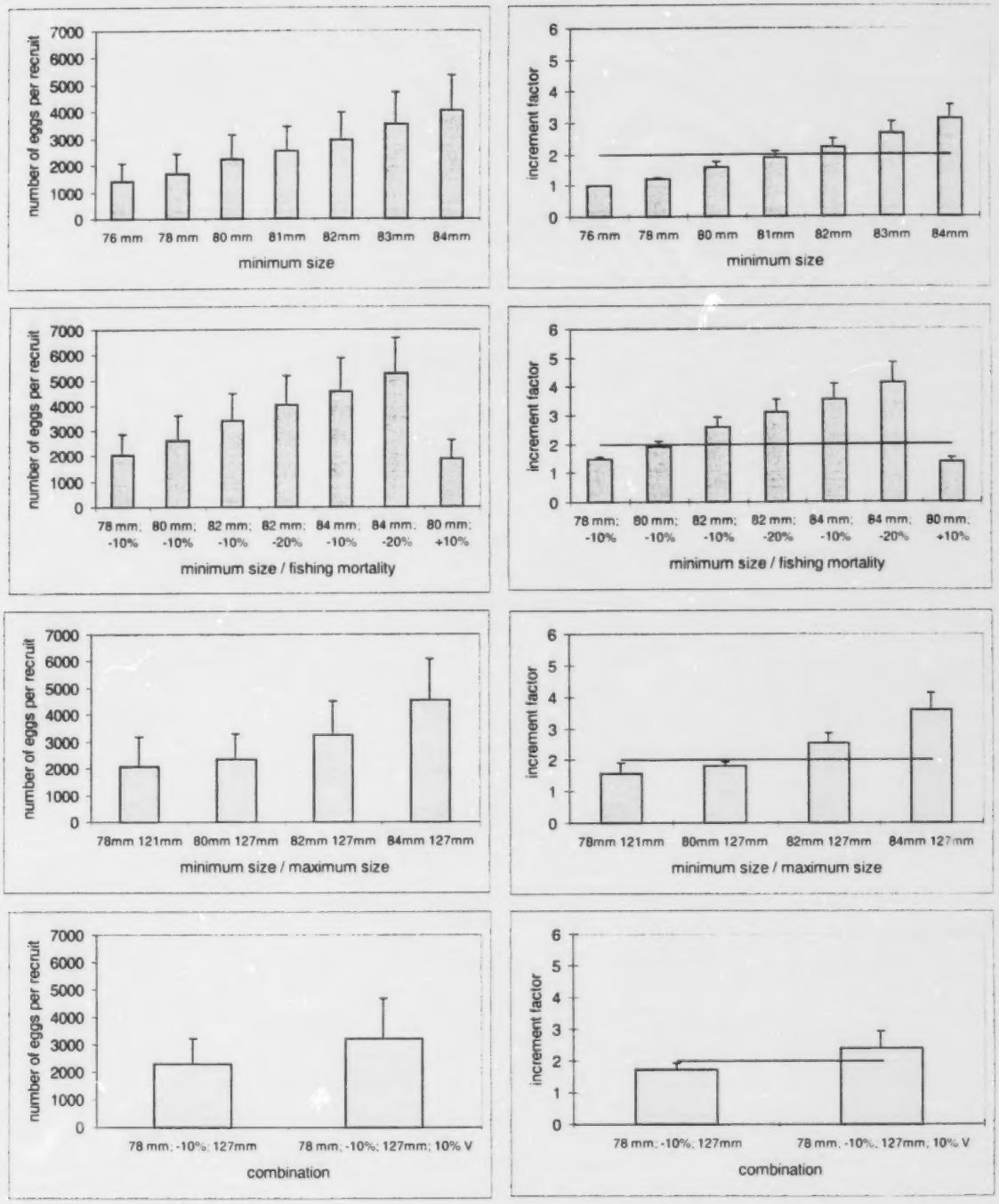



Figure 4. Egg production per recruit (mean and standard deviation) and production increment factor compared with 1996 for the Gaspé Peninsula.

### 3.2. MANAGEMENT RISK

For some years now, there has been growing interest in quantifying the uncertainties involved in fisheries management and incorporating them into recommendations on this subject. In the present study, the uncertainties in defining the parameters for the various biological variables in the lobster's life cycle have been taken into account so that we have been able to generate a range of possible EPR values for each of the management scenarios examined. By plotting the cumulative frequency distribution for the 100 values obtained in the simulation, we can see what percentage of values falls above or below a given target. In the present case, the target is to double the EPR under a given management scenario compared with the EPR before that scenario was implemented—or in other words, to achieve an increment factor of 2.0. Hence it is interesting to see for each scenario, what percentage of values for the increment factor falls below 2.0. This percentage can be interpreted as the risk of not achieving the objective of doubling EPR. When a mean value, such as those considered in the preceding section, equals 2.0, there is in fact about a 50% risk of not achieving the management objective.

The results obtained for the southern Magdalen Islands show that the probability of doubling EPR by raising the minimum size from 76 mm to 81 mm is zero (Figure 5). The risk of not achieving the management objective is therefore 100%. Raising the minimum size to 82 mm reduces the risk to 86%, and raising the size to 84 mm reduces the risk to only 24%. Combining a minimum size of 82 mm with 10% and 20% reductions in fishing mortality results in management risks of 54% and 12%, respectively. Measures to protect large females (such as total protection for female "jumbo" lobster, measuring over 127 mm) and V-notching 10% of berried females captured also reduce the risk of not achieving the management objective. If these last two measures are combined with a minimum size of 80 mm and a 10% reduction in fishing mortality, the management risk becomes almost zero.

The situation in the northern Magdalen Islands is similar (Figure 6), except for management regimes that combine an increase in minimum legal size with a reduction in fishing mortality, a maximum legal size, and marking of berried females. As mentioned earlier, the lower exploitation rate in the northern part of these islands allows a higher proportion of females to reach a larger size, so measures to protect larger females provide greater benefits. The management risks are lower for these combinations. In the Gaspé, the results of the model show that the probability of doubling EPR simply by raising the minimum size from 76 mm to 80 mm is zero (Figure 7). The risk of not achieving the management objective is therefore 100% with these minimum legal sizes. But starting with a minimum legal size of 82 mm, the risk of not doubling EPR becomes very low. When this minimum size is combined with a 10% or 20% reduction in fishing mortality, or with a maximum size of 127 mm, the risk is zero. Marking 10% of the berried females captured, when added to the following measures – reducing fishing mortality by 10%, and enforcing a maximum legal size of 127 mm and a minimum legal size of 78 mm—greatly reduces the management risk, from 92% down to 25% (Figure 7).

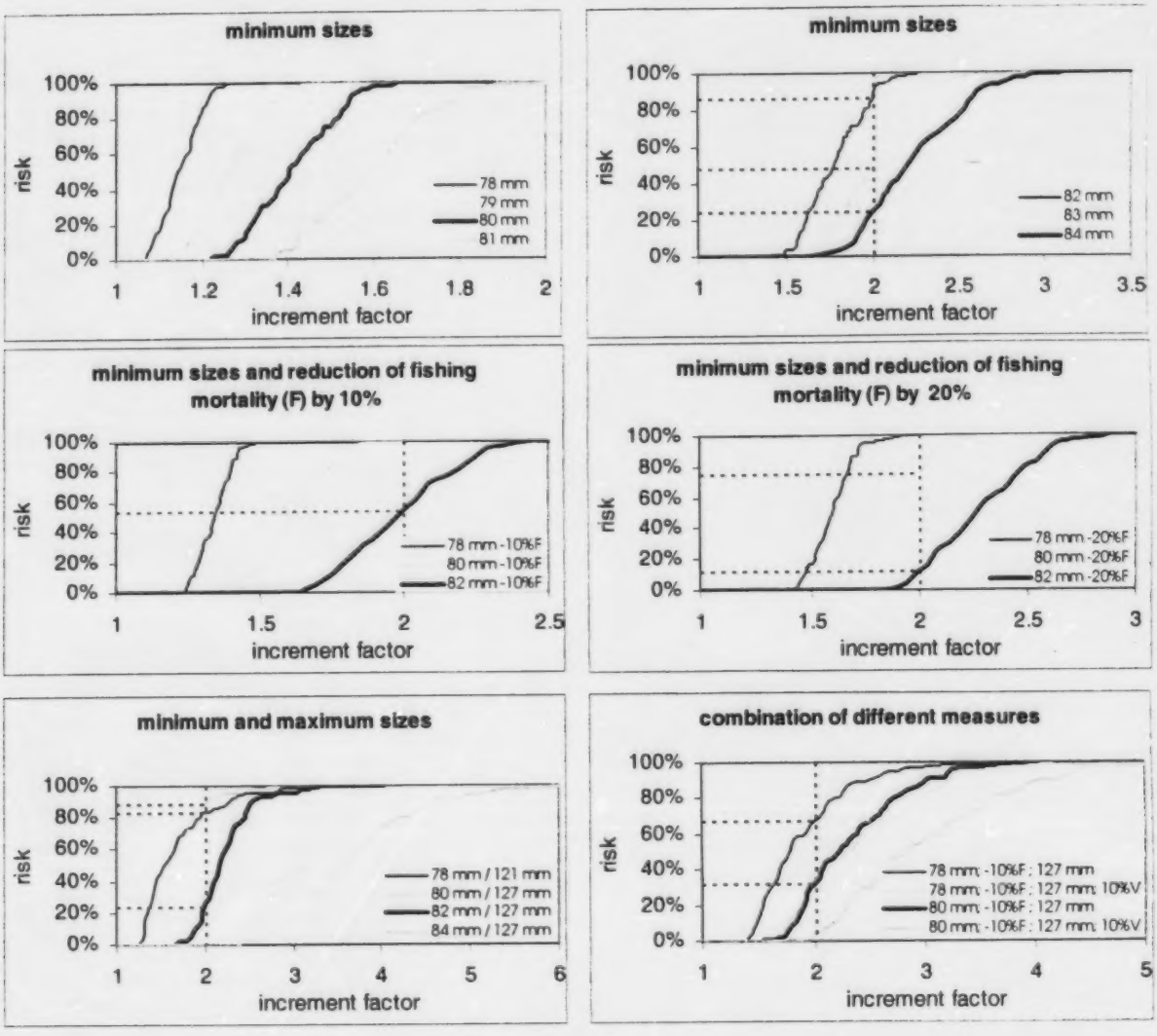



Figure 5. Cumulative frequency distribution of the 100 increment factor values obtained with the model, illustrating the risk of not achieving a doubling of EPR under the various fishery management scenarios tested for the southern portion of the Magdalen Islands.

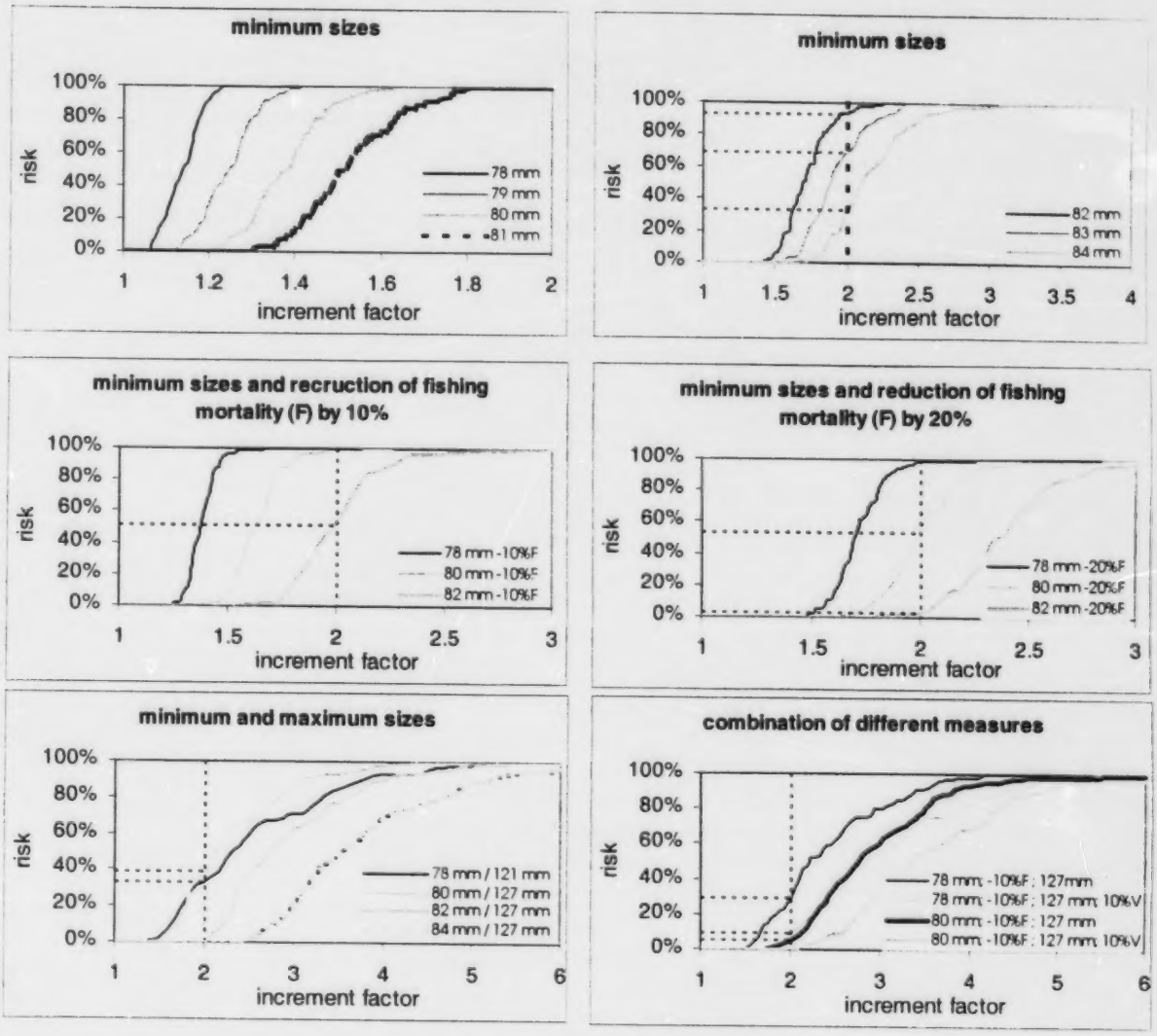



Figure 6. Cumulative frequency distribution of the 100 increment factor values obtained with the model, illustrating the risk of not achieving a doubling of EPR under the various fishery management scenarios tested for the northern portion of the Magdalen Islands.

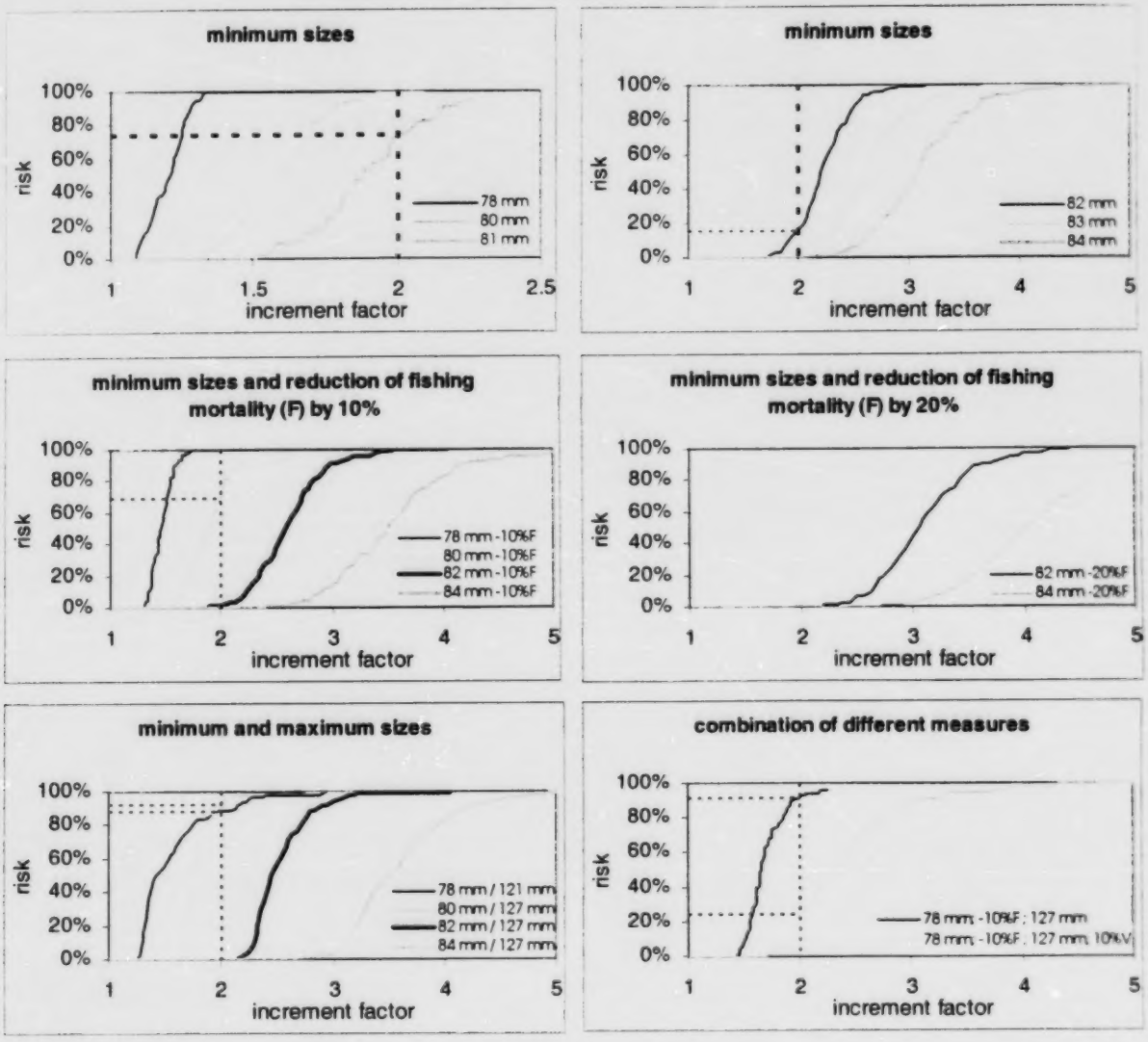



Figure 7. Cumulative frequency distribution of the 100 increment factor values obtained with the model, illustrating the risk of not achieving a doubling of EPR under the various fishery management scenarios tested for the Gaspé Peninsula.

## 4.0 DISCUSSION

The model for calculating EPR has been used to simulate the impact of a wide variety of management measures, applied both separately and in various combinations. Up to now however, in practice, preference has been given to just one of these measures: increasing the minimum legal size. In the Magdalen Islands, the minimum legal size has been increased gradually since 1997, by 1 mm per year. These small increases have gone almost unnoticed by the lobster fishers. A review of the catch composition of the 1996 landings data had shown that lobster measuring 76 to 77 mm accounted for about 4% of the catch in the southern part of the Magdalen Islands and only 2% in the northern part (Gendron and Savard 2000). The situation for the Gaspé was different. There, the policy applied was to increase the minimum legal size by 2 mm every two years. Thus, in 1997, the minimum size was increased from 76 mm to 78 mm. At that time, the average proportion of landings composed of lobster measuring 76 to 78 mm had been calculated at 13.5% (Gendron and Savard 2000). This high percentage is due to the very high exploitation rate for lobster in the Gaspé, which results in a population composed almost exclusively of a single molt class. Landings in the Gaspé were much lower in 1997 than in 1996, partly because of the increase in the minimum legal size. However, other factors, such as changes in the abundance and the catchability of the resource, may also have contributed to this decline in landings (DFO 1998). Nevertheless, the fishers agreed not to increase the minimum size by more than 1 mm per year.

When a program to increase minimum legal size is implemented, the losses in landings that it causes in the first year are offset in the following year, when the lobster thrown back in the first year become available to the fishery. Though their numbers are slightly reduced by natural mortality (estimated at about 15% annually), the lobster are larger, because they have had the chance to molt one more time before being caught. This additional molt results in a weight gain of about 45%. Thus, if recruitment is held constant, increasing the minimum legal size can be expected to reduce the number of lobster taken, but to increase the total weight of the catch. This is true for males and for immature females. For mature females, increasing the minimum legal size will allow a higher proportion of these lobster to spawn before being caught. The number of berried females in the population should increase, and hence the catch of unberried females will decrease. The females that are not accessible to the fishery because they are berried will become accessible the following year, when they have completed their reproductive cycle. They will then be larger because they will have had the chance to go through an additional molt. For these females, the gain in weight may just offset the losses in number (because of the natural mortality over 2 years). Overall, the weight of the catches can nevertheless be expected to increase for a certain time—as long as the minimum size remains below the critical level at which the weight gains in a population exceed the losses in numbers.

Increasing the minimum legal size will reduce the fishing pressure on immature lobster and encourage egg production by primiparous females (those spawning for the first time). Studies now in progress show that even more benefits could be obtained from increasing egg production among multiparous females (those spawning for at least the

second time), because the larvae from larger females are themselves larger and weigh more when they hatch (Plante *et al.* 2001). It has also been observed that larger, heavier larvae grow more rapidly and are larger when they settle on the seabed (James-Pirri *et al.* 1998). All of these characteristics may indicate a better potential for survival.

So far, no steps have been taken to reduce fishing effort and exploitation rates. Measures such as increasing the minimum legal size or introducing a maximum legal size do not necessarily reduce the exploitation rate because this rate is based on the harvestable portion of the population. On the contrary, applying such measures could even increase the exploitation rate if it resulted in a decrease in the harvestable biomass. If fishing effort remains unchanged, and the same level of fishing effort is applied to a smaller biomass, the exploitation rate increases.

To reduce fishing mortality, it is necessary to reduce fishing effort, by reducing the number of licences, reducing the number of traps, or shortening the fishing season. Theoretically, in order to reduce fishing mortality by 10%, fishing effort has to be reduced by the same percentage. In practice, however, a given percentage reduction in fishing effort might result in a smaller percentage reduction in fishing mortality because the fishers can partially offset the reduction in effort by increasing their efficiency. Also, the effectiveness of shortening the fishing season depends on the lobster's seasonal catchability pattern. This pattern depends on many factors, in particular the environmental conditions that affect the lobsters' vulnerability to traps (Miller 1990). In the Magdalen Islands, lobster catchability has been found to peak at the start of the fishing season, but becomes much lower toward the end (L. Gendron, unpublished data). Thus, a greater reduction in fishing mortality would be achieved by opening the lobstering season one week later than by closing it one week earlier.

Until fishing effort is reduced, regardless of what the minimum legal size may be, the fishery will remain just as dependent on annual recruitment. Moreover, in the absence of enhanced measures to control fishing effort, this effort can be expected to grow as fishers increase their efficiency. The results of our EPR calculation model show that the expected benefits of increasing the minimum legal size are attenuated if the exploitation rate increases. A substantial reduction in fishing effort, or even control over catches, will eventually have to be considered to provide better protection for the resource. A reduction in the fishing mortality of the harvestable portion of the stock will enable more individuals to realize their full growth potential, which in turn will result in a population with several modes and more large individuals. Consequently, the fishery will become less dependent on annual recruitment and no longer target only the size classes newly recruited into the fishery. In addition, reducing the fishing pressure on unberried females will increase the number of large females in the population—the ones that may contribute the most to its overall reproductive success.

Doubling the EPR is an interim measure for improving the state of the lobster populations. It does not guarantee that the EPR levels thus achieved will suffice to prevent overexploitation of the stocks. This doubling will be easier to achieve in areas where egg production is currently low than in those where it is already high, so the

benefits may be smaller in those areas that need them the most. In fact, in some areas, the maintaining of demographically sound populations, in which the immature lobster are not harvested, would cause EPR to triple or quadruple.

For some years now, there has been growing interest in quantifying the uncertainties involved in fisheries management and incorporating them into recommendations on this subject. The question of how to combine the risk-acceptance levels of stakeholders who have diverging interests and different attitudes toward risk remains open to discussion. Nevertheless, quantifying the uncertainties also allows an objective assessment of the reliability of the estimates and thus prevents disputes from arising out of subjective assessments of these uncertainties. Probability curves are a useful tool for expressing uncertainty because they provide managers with a direct illustration of the risks associated with their decisions.

There are, however, still some uncertainties that have not yet been incorporated into the model. These uncertainties are associated with the response of lobster populations to the implementation of new conservation measures. The models currently used to calculate EPR assume that there is no compensatory effect in the dynamics of these populations and that implementing new management measures does not alter any aspect of the lobster's biology. It thus assumes that growth rate, sexual maturity, natural mortality, and fecundity do not depend on population density. But any significant conservation effort will obviously increase the populations' density. In light of past studies of other East Coast stocks, the uncertainty created by the absence of this effect in our model is quite real. These studies have found that the shape of the stock-recruitment curve for lobster (Fogarty and Idoine 1986, Ennis and Fogarty 1997) suggests the existence of compensatory mechanisms that depend on population density over the course of the lobster's life cycle (Fogarty and Idoine 1986). If the Magdalen Islands and Gaspé Peninsula stocks also exhibit such mechanisms, then the measures designed to conserve these stocks could have less of an impact on EPR than our model predicts.

Another issue is that measures to encourage spawning by females will afford them greater protection and could result in an asymmetry between the exploitation rates for males and females. As a result, the sex ratio would be thrown out of balance, in favour of females, and the number of large males would be further reduced. Increasing the scarcity of males, and especially of the larger ones, could lead to a problem of sperm limitation, because a small male might not provide enough sperm to fertilize all the eggs of a large female; this phenomenon has been observed previously in rock lobster (*Jasus edwardsii*) and spiny lobster (*Panulirus argus*) (MacDiarmid and Butler IV 1999). Research is currently being conducted on the American lobster's copulatory system to determine whether this species also shows a potential for sperm limitation (B. Sainte-Marie, Maurice Lamontagne Institute, Mont-Joli, Québec, personal communication).

EPR models do not tell us what level of egg production is necessary to maintain populations. However, increasing egg production should ensure that there are always at least enough eggs. When environmental conditions are favourable, higher egg production can result in better recruitment. Most importantly, in bad years, higher egg production will

reduce the risk of the stocks' collapsing. Doubling EPR will not necessarily achieve the levels of egg production that will maintain the stocks despite environmental changes. These levels may vary over time and space in relation to variations in the environmental characteristics that affect the various phases of the lobster's life cycle, such as the survival of the larvae and their success in settling on the seabed.

The present study constitutes a theoretical approach to the problem of egg production in lobster populations. It is essential to implement a process for verifying the effectiveness of the measures recommended for increasing EPR. To perform this verification, natural populations must be monitored, and indices must be developed for determining whether, practically and not just theoretically, we are actually achieving progress toward our conservation objectives.

## 5.0 ACKNOWLEDGEMENTS

This study was conducted as part of the zonal lobster program of the Department of Fisheries and Oceans. The authors wish to thank Doug Pezzack, Joe Idoine, Marc Lanteigne, Manon Mallet, and Gerry Ennis for their comments and suggestions, which enabled us to improve the computer program used to implement our model. We also wish to thank Marc-Donald Gagné for writing the program interface in Visual Basic. Thanks also go to Virginie Sibert for her help in compiling the data and preparing the figures, and to Bernard Sainte-Marie and Manon Mallet for having reviewed the manuscript.

## 6.0 REFERENCES

Aiken, D. E. and S. Waddy. 1982. Cement gland development, ovary maturation and reproductive cycles in the American lobster *Homarus americanus*. J. Crustacean Biol. 2: 315-327.

Aiken, D. E. and S. Waddy. 1986. Multiple fertilization and consecutive spawning in large American lobsters, *Homarus americanus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 2291-2294.

Anon. 1977. Report of the working group on *Homarus* stocks. Int. Counc. Explor. Sea. Council Meeting 1997/K:11.

Anon. 1995. A conservation framework for Atlantic lobster. Report of the Fisheries Resource Conservation Council. FRCC95. R.1, Nov. 1995. 49 p.

Attard, J. 1985. Fécondité individuelle et production d'œufs par recrue du homard (*Homarus americanus*) sur les côtes nord et sud des Îles-de-la-Madeleine. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1417 : vi + 14 p.

Caddy, J. F. 1977. Approaches to a simplified yield-per-recruit model for Crustacea, with particular reference to the American lobster, *Homarus americanus*. Fish. Mar. Serv. Manuscr. Rep. 1445. 14 p.

Caddy, J. F. 1979. Notes on a more generalized yield-per-recruit analysis for crustaceans, using size-specific inputs. Fish. Mar. Serv. Manuscr. Rep. 1525. 40 p.

Campbell, A. 1985. Application of a yield and egg-per-recruit model to the lobster fishery in the Bay of Fundy. N. Amer. J. Fish. Manage. 5 : 91-104.

Campbell, A. and D. G. Robinson. 1983. Reproductive potential of three American lobster (*Homarus americanus*) stocks in the Canadian Maritimes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 1958-1967.

DFO. 1998. Lobster of the inshore waters of Québec. DFO Sciences. Stock Status Report C4-05. 12 p.

Dubé, P. 1985. Croissance du homard (*Homarus americanus*) dans les parties nord et sud des Îles-de-la-Madeleine. CAFSAC Res. Doc. 85/97. 39 p.

Dubé, P. and P. Grondin. 1985. Maturité sexuelle du homard (*Homarus americanus*) femelle aux Îles-de-la-Madeleine. CAFSAC Res. Doc. 85/85. 37 p.

Ennis, G. P. 1985. An assessment of the impact of size limit and exploitation rate changes on egg production in a Newfoundland lobster population. N. Amer. J. Fish. Manage. 5 : 86-90.

Ennis, G. P. 1991. Annual variation in egg production in a Newfoundland population of the American lobster, *Homarus americanus*. *In* : Crustacean Egg Production. A. Wenner and A. Kuris (eds). pp. 291-299. A. Balkema : Rotterdam/Brookfield.

Ennis, G. P. and P. W. Collins. 1983. A computer program to assess egg production per recruit in a lobster (*Homarus americanus*) population. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1198 : iv + 15 p.

Ennis, G. P. and M. J. Fogarty. 1997. Recruitment overfishing reference point for the American lobster, *Homarus americanus*. Mar. Freshwat. Res. 48 : 1029-1034.

Fogarty, M. J. 1995. Populations, fisheries and management. *In* : J. R. Factor (ed.). The biology of the lobster *Homarus americanus*, p. 111-137. New York, Academic Press.

Fogarty, M. J. and J. S. Idoine. 1986. Recruitment dynamics in an American lobster (*Homarus americanus*) population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 : 2368-2376.

Fogarty, M. J. and J. S. Idoine, 1988. Application of a yield and egg per recruit model based on size to an offshore American lobster population. Tr. Amer. Fish. Soc. 117 : 350-362.

Gendron, L. and G. Savard. 2000. État des stocks de homard des eaux côtières du Québec en 2000 et suivi des impacts de l'augmentation de la taille minimale de capture. CSAS Res. Doc. 2000/15. 73p.

James-Pirri, M.-J., J. S. Cobb and R. A. Wahle. 1998. Influence of settlement time and size on postsettlement growth in the American lobster (*Homarus americanus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 2436-2446.

MacDiarmid, A. B. and M. J. Butler IV. 1999. Sperm economy and limitation in spiny lobsters. Behav. Ecol. Sociobiol. 46 : 14-24.

Mace, P. M. and M. P. Sissenwine 1993. How much spawning per recruit is enough ? Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120 : 101-118.

Miller, R. J. 1990. Effectiveness of crab and lobster traps. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 : 1228-1251.

Miller, R. J., D. S. Moore, and J. D. Pringle. 1987. Overview of the inshore lobster resources in the Scotia-Fundy region. Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee. Res. doc. 87/85. 20 p.

Munro, J. and J.-C. Therriault. 1983. Migrations saisonnières du homard (*Homarus americanus*) entre la côte et les Îles-de-la-Madeleine. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 905-918.

Pezzack, D. S. and J. J. Maguire 1995. Preliminary examination of egg per recruit estimates in the Canadian lobster fishery. DFO Atl. Fish. Res. Doc. 95/92. 23 p.

Plante, F., P. Ouellet and J.-C. Brêthes. 2001. Maternal size influence on larvae size and growth performance in lobster (*Homarus americanus*). *In :* Tremblay, M.J. and B. Sainte-Marie (eds.) Canadian Lobster Atlantic Wide Studies (CLAWS) Symposium : Abstracts and Proceedings Summary. Can Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2328. p. 101.

Tremblay, M. J., M. D. Eagles, and G. A. P. Black. 1998. Movements of the lobster, *Homarus americanus*, off northeastern Cape Breton Island, with notes on lobster catchability. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2220 : iv + 32 p.

# Impact de différentes mesures de gestion de la pêche au homard (*Homarus americanus*) sur la production d'œufs par recrue

Louise Gendron et Pierre Gagnon

Direction régionale des sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
C.P. 1000, 850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec)
G5H 3Z4

2001

**Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2369**

Pêches et Océans
Fisheries and Oceans

Canada

**Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques**

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

**Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**

Technical reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that are not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien
des sciences halieutiques et aquatiques 2369

2001

# Impact de différentes mesures de gestion de la pêche au homard (*Homarus americanus*) sur la production d'œufs par recrue

Louise Gendron et Pierre Gagnon[1]

Direction régionale des Sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
C.P. 1000, 850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

[1] Centre Saint-Laurent
105 McGill
Montréal QC
H2Y 2E7

© Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2001
No de cat. Fs 97-14/2369 ISSN 0704-3708

On devra citer la publication comme suit :

Gendron, L. et P. Gagnon. 2001. Impact de différentes mesures de gestion de la pêche au homard (*Homarus americanus*) sur la production d'œufs par recrue. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2369: vi + 31 p.

This publication is also available in English

101-06850/

# TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ..... iv

LISTE DES FIGURES ..... v

RÉSUMÉ ..... vi

ABSTRACT ..... vi

1.0 INTRODUCTION ..... 1

2.0 MATÉRIEL ET MÉTHODES ..... 3

2.1 PRÉSENTATION DU MODÈLE ..... 3
2.2 DONNÉES ..... 7
2.2.1 Croissance ..... 8
2.2.2 Maturité sexuelle ..... 8
2.2.3 Mortalité par la pêche ..... 9
2.2.4 Mortalité naturelle ..... 10
2.2.5 Fécondité ..... 10
2.2.6 Distribution des tailles recrutées ..... 10
2.3 SIMULATIONS ..... 10

3.0 RÉSULTATS ..... 13

3.1 PRODUCTION D'ŒUFS PAR RECRUE ..... 13
3.2 RISQUE DE GESTION ..... 21

4.0 DISCUSSION ..... 25

5.0 REMERCIEMENTS ..... 28

6.0 RÉFÉRENCES ..... 29

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des fonctions pouvant être utilisées dans le modèle pour la description des différentes variables.....5

Tableau 2. Liste des distributions de probabilités utilisées pour quantifier l'incertitude associée aux valeurs ou paramètres des fonctions décrivant les différentes variables biologiques.....6

Tableau 3. Valeurs et équations décrivant la croissance, la maturité sexuelle et la fécondité ayant servi dans le calcul de la production d'œufs par recrue (POR).....7

Tableau 4. Liste des mesures de gestion pour lesquelles la production d'œufs par recrue (POR) a été calculée, pour les côtés sud et nord des Îles-de-la-Madeleine et pour la Gaspésie.....11

Tableau 5. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à la situation observée en 1996 pour le secteur sud des Îles-de-la-Madeleine.....14

Tableau 6. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à la situation observée en 1996 pour le secteur nord des Îles-de-la-Madeleine.....15

Tableau 7. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à la situation observée en 1996 pour la Gaspésie.....16

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Schéma du cycle de vie du homard femelle et liste des paramètres utilisés dans le modèle de calcul de la production d'œufs par recrue (POR) ..... 4

Figure 2. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à 1996 pour le secteur sud des Îles-de-la-Madeleine ..... 18

Figure 3. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à 1996 pour le secteur nord des Îles-de-la-Madeleine ..... 19

Figure 4. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à 1996 pour la Gaspésie. ..... 20

Figure 5. Distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs du facteur d'augmentation obtenues par le modèle, illustrant le risque de ne pas atteindre le doublement de la POR associé à différentes mesures de gestion appliquées dans le secteur sud des Îles-de-la-Madeleine ..... 22

Figure 6. Distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs du facteur d'augmentation obtenues par le modèle, illustrant le risque de ne pas atteindre le doublement de la POR associé à différentes mesures de gestion appliquées dans le secteur nord des Îles-de-la-Madeleine ..... 23

Figure 7. Distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs du facteur d'augmentation obtenues par le modèle, illustrant le risque de ne pas atteindre le doublement de la POR associé à différentes mesures de gestion appliquées en Gaspésie ..... 24

## RÉSUMÉ

Gendron, L. et P. Gagnon. 2001. Impact de différentes mesures de gestion de la pêche au homard (*Homarus americanus*) sur la production d'œufs par recrue. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2369: vi + 31 p.

Un modèle détaillé du cycle vital du homard pour les populations des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie, incorporant l'incertitude des paramètres mal estimés ou naturellement variables a été développé et utilisé pour évaluer l'impact de nouvelles mesures de gestion sur la production d'œufs par recrue (POR). Les mesures de gestion envisagées incluent des restrictions additionnelles sur les tailles de capture (minimale et maximale), la réduction du taux d'exploitation et la protection accrue des femelles par marquage (encoche en V). Les résultats de ces calculs ont servi à l'élaboration des plans de gestion de la pêche mis en place au Québec depuis 1997, dans le but de doubler la POR par rapport au niveau de 1996. Nous présentons également une analyse de risque concernant la gestion de la pêche au homard fondée sur la probabilité de ne pas atteindre un niveau donné de POR.

## ABSTRACT

Gendron, L. et P. Gagnon. 2001. Impact de différentes mesures de gestion de la pêche au homard (*Homarus americanus*) sur la production d'œufs par recrue. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2369: vi + 31 p.

A detailed model of the life cycle of the lobster from the Magdalen Islands and Gaspé populations, taking into account uncertainty in the input parameters arising from the difficulty in assessing their value or from their natural variability, was developed and used to assess the impact of new fishery regulations on the egg production per recruit (EPR). The new regulations include additional limits on the legal sizes (minimum, maximum), reduction of the exploitation rate and increased protection of females by v-notching. Results of the calculations were used to develop the management plans put forward in the Québec region since 1997, to double the EPR compared to the 1996 level. We also present a risk analysis concerning lobster fishing management, based on the probability of not reaching a given level of EPR.

# 1.0 INTRODUCTION

La pêche au homard (*Homarus americanus*) qui est pratiquée dans l'est du Canada est caractérisée par des taux d'exploitation très élevés et la récolte d'animaux immatures, ce qui la rend susceptible à une surpêche du recrutement (Anon. 1977). Au milieu des années 1970, suite à vingt années de débarquements à la baisse, la crainte d'une surpêche du recrutement était manifeste tant aux États-Unis qu'au Canada. Toutefois, entre le milieu des années soixante-dix et le début des années quatre-vingt-dix, les débarquements n'ont cessé d'augmenter, vraisemblablement en raison de conditions environnementales et de facteurs écologiques favorables, quoiqu'une augmentation de l'effort et de l'efficacité de pêche aient pu aussi contribuer à cette hausse (Fogarty 1995). Depuis, les débarquements ont commencé à décliner dans de nombreuses aires de pêche du Canada. Au Québec, les débarquements se situaient à 3800 t en 1992 et ont diminué à moins de 3000 t en 1994. Cette baisse a ravivé le sentiment d'inquiétude face à un problème potentiel de surpêche. De ce fait, non seulement les scientifiques, mais l'ensemble de l'industrie de la pêche se sont sentis préoccupés par le problème. Ainsi, à la demande du ministre des Pêches et Océans, le CCRH (Conseil pour la Conservation des Ressources Halieutiques) a porté un regard attentif au problème du déclin des débarquements et a proposé en 1995 des principes et des outils visant à améliorer la conservation des stocks de homard (Anon. 1995).

Au Canada, la gestion de la pêche au homard est basée sur un contrôle de l'effort de pêche (limitation du nombre de permis, du nombre de casiers et de la durée de la saison de pêche). Cette pêche est également soumise à une réglementation concernant la taille minimale de capture et la remise à l'eau des femelles œuvées. Cet ensemble de mesures a pour but d'éviter une surpêche de la croissance et de permettre une production d'œufs suffisante, empêchant une surpêche du recrutement. Dans son rapport sur la conservation du homard, le CCRH a proposé une nouvelle approche pour la gestion du homard fondée sur des objectifs de conservation (Anon. 1995). L'un des objectifs est d'assurer, par une meilleure protection du potentiel reproducteur, que la production d'œufs soit suffisante pour maintenir la ressource dans toutes les conditions environnementales susceptibles d'être rencontrées.

La mise en place de mesures visant à protéger le potentiel reproducteur fait appel à des niveaux de référence biologique comme la taille à la maturité sexuelle, la biomasse reproductive, et la ponte par recrue, exprimée bien souvent en nombre d'œufs. La ponte par recrue ou plus spécifiquement la production d'œufs par recrue (POR), qui est une mesure du potentiel reproducteur, se définit comme étant le nombre d'œufs qu'une femelle nouvellement recrutée produira, en moyenne, au cours de sa vie. La notion de POR est présentement utilisée aux États-Unis comme base pour la définition de la surexploitation. Lorsque l'on connaît la relation entre la taille du stock et le recrutement pour une population donnée, il est possible d'établir un seuil minimal de POR en deçà duquel son renouvellement pourrait être compromis. À partir d'observations effectuées sur une vingtaine d'espèces de poissons de fond, on a pu déterminer qu'un niveau de POR variant selon les espèces, entre 20 et 35% du niveau de production de la population inexploitée était nécessaire pour assurer le renouvellement d'un stock et éviter ainsi une surpêche du recrutement (Mace et Sissenwine 1993). La connaissance du niveau de POR

nécessaire au renouvellement d'un stock permet par la suite de définir un niveau d'exploitation acceptable pour que cette valeur-seuil de POR ne soit jamais franchie. Aux États-Unis, selon ce principe, un stock de homard est considéré comme étant surexploité si la POR est inférieure à 10 % de ce qu'elle serait si ce même stock n'était pas exploité. Très peu de travaux ont cependant été réalisés sur la relation stock-recrutement chez le homard, si bien que le seuil de 10 % a été établi de manière plutôt arbitraire. Les travaux de Fogarty et Idoine (1986) ainsi que ceux de Ennis et Fogarty (1997) indiquent toutefois que la partie ascendante de relation stock-recrutement, près de l'origine, serait caractérisée par une pente très forte, suggérant une résilience assez forte des populations de homard à des taux d'exploitation élevés.

Dans de nombreuses pêches au homard de l'Atlantique canadien, la POR se situerait autour de 1 ou 2 % de celle d'un stock non pêché (Pezzack et Maguire 1995, Anon. 1995). Dans bien des cas, la taille minimale de capture est inférieure à la taille à la maturité sexuelle et les taux d'exploitation sont très élevés, expliquant ainsi le faible niveau de POR. Dans son rapport, le CCRH a proposé d'instaurer de nouvelles mesures de conservation qui permettraient d'atteindre une POR égale à 5% de celle d'une population non exploitée. Toutefois, il subsiste beaucoup d'incertitudes quant aux caractéristiques d'un stock non pêché, principalement par rapport à la croissance, la fréquence des pontes et la mortalité naturelle des grosses femelles. C'est pourquoi la politique de gestion des stocks dans chaque zone de pêche a été définie en fonction du niveau actuel de POR, préconisant son doublement, plutôt qu'une augmentation calculée en fonction d'un stock non pêché (MPO 1998).

Au cours des années, plusieurs modèles de calcul de la POR et du rendement en poids par recrue ont été développés puis appliqués à différents stocks de homard canadiens (Attard 1985, Caddy 1977, 1979, Campbell 1985, Campbell et Robinson 1983, Ennis 1985, 1991, Ennis et Collins 1983). Les modèles de calcul intègrent chaque composante du cycle annuel des homards recrutés. Certains modèles tiennent compte de particularités du cycle reproducteur des femelles, comme par exemple, la possibilité de pondre et de muer la même année ou la possibilité de pondre plus d'une fois durant la période d'intermue. Fogarty et Idoine (1988) ont développé un modèle de POR pour les pêches américaines. Ce modèle a été utilisé par Pezzack et Maguire (1995) pour les stocks canadiens afin de fournir au CCRH une indication du niveau actuel de production d'œufs. Dans le présent document, nous présentons un nouveau modèle de calcul de la POR. Ce modèle est dérivé de celui de Fogarty et Idoine (1988), et a été développé afin de mieux refléter les principales caractéristiques biologiques du homard du Canada atlantique et les particularités de la pêche dans cette région. De plus, il offre la flexibilité nécessaire pour rendre compte de l'incertitude causée par la variabilité naturelle des processus de production chez le homard (croissance, mortalité naturelle et recrutement) ou par la difficulté d'évaluer la valeur exacte des paramètres biologiques. La méthode, dite de Monte Carlo, nous a mis de générer un ensemble de valeurs de POR dont la distribution est la conséquence de l'incertitude des paramètres du modèle. Par conséquent, il nous est possible de formuler des énoncés probabilistes permettant une évaluation du risque. Le risque peut se définir comme étant la probabilité qu'une chose négative survienne, où la probabilité est l'expression de l'incertitude. Par exemple, on

peut vouloir évaluer le risque de ne pas atteindre un objectif de gestion donné, ou le risque de franchir un niveau de référence biologique donné ou un seuil d'alerte au-delà duquel la probabilité d'effondrement d'un stock donné est grande. Dans le premier cas, on pourrait parler de risque de gestion, et dans le deuxième, de risque biologique.

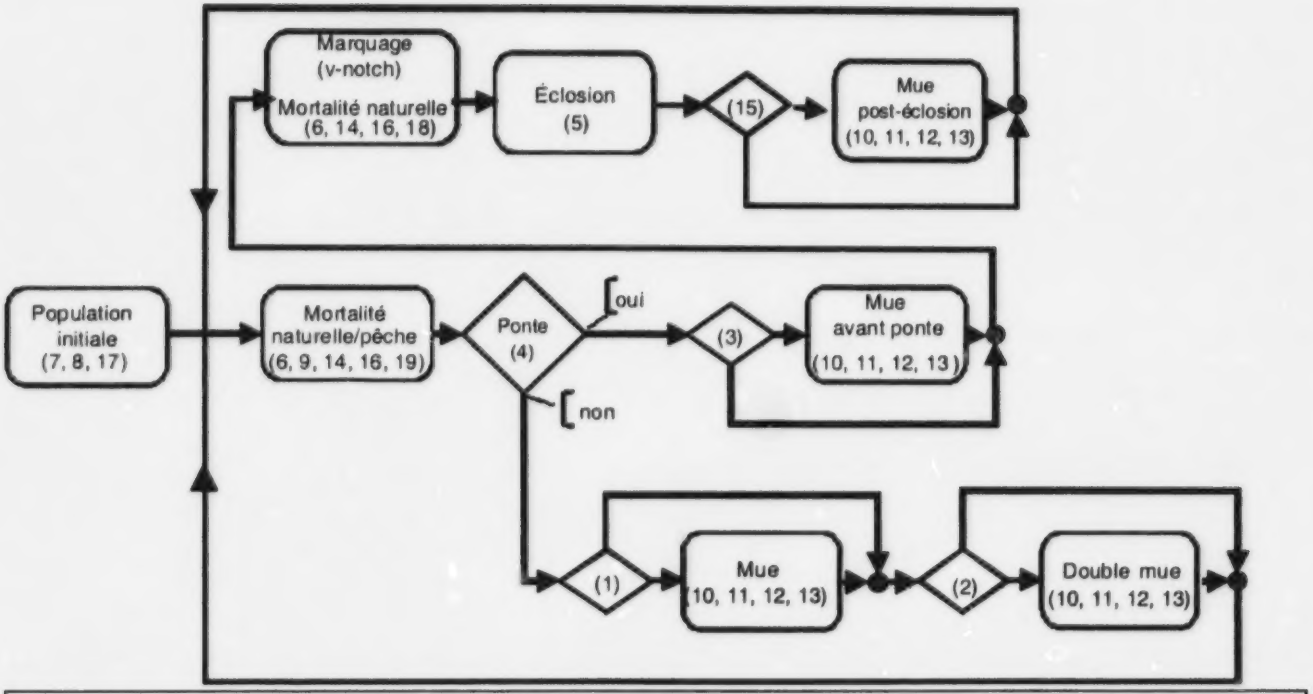
Dans ce document, nous présentons une description du modèle ainsi que les résultats des calculs de POR réalisés selon différents scénarios de gestion appliqués aux pêches des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie. Les résultats de ces calculs ont servi de base à l'élaboration des plans de gestion et de conservation qui ont été mis en place dans les pêches au homard du Québec depuis 1997, dans le but de doubler la POR par rapport au niveau de 1996. Nous présentons une évaluation du risque de gestion, c'est-à-dire la probabilité de ne pas atteindre l'objectif de doubler la POR, en tenant compte de la mise en œuvre de différentes mesures de gestion. C'est la première fois qu'une analyse de risque est appliquée à la pêche au homard.

## 2.0 MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1 PRÉSENTATION DU MODÈLE

Le modèle élaboré ici est une extension du modèle biologique développé par Fogarty et Idoine (1988). Le modèle reproduit le cycle de vie du homard, en intégrant les différents paramètres biologiques tels que la mortalité naturelle, la croissance, la maturité sexuelle, la fécondité, sans perdre de vue le contexte de pêche auquel la population est soumise. Le modèle simule l'évolution d'un groupe de homards, mâles ou femelles, d'une distribution de taille initiale donnée jusqu'à ce que leur population soit réduite à presque zéro. Dans le présent rapport, nous ne nous sommes intéressés qu'aux femelles. Chaque année, la séquence d'événements décrite ci-après et présentée à la Figure 1 est répétée. Dans le cas des femelles, l'année débute avec la saison de pêche. La mortalité par la pêche ne s'applique qu'aux femelles non œuvées. Après la saison de pêche, les survivantes se divisent entre celles qui vont pondre et celles qui ne pondront pas. Les premières peuvent muer une fois avant de pondre, alors que les deuxièmes peuvent muer une ou deux fois en restant dans la population non œuvée. Entre-temps, les femelles œuvées qui sont capturées sont remises à l'eau et peuvent possiblement être marquées (encoche en V sur le telson, « V-notch » ). Les femelles incubent leurs œufs pendant près d'un an. Après l'éclosion des œufs, ces femelles muent, reviennent dans la population de femelles non œuvées et deviennent alors vulnérables à la pêche l'année suivante. Les femelles qui ont été marquées (encoche en V) vont cependant bénéficier d'une protection additionnelle et ne subiront pas de mortalité par la pêche, même si elles ne sont pas œuvées. Cette protection n'est cependant pas maintenue au-delà de deux mues. Le calcul de la production d'œufs se fait au moment de l'éclosion.

La mortalité naturelle comporte deux composantes. Il y a la mortalité des homards à carapace dure qui se produit toute l'année. Il y a aussi la mortalité des homards à carapace molle, qui se produit durant la courte période de vulnérabilité accrue qui suit la




**Paramètres:**

**1:** Probabilité de mue; **2:**Probabilité de double mue; **3:**Probabilité de mue et de ponte; **4:** Probabilité de ponte; **5:**Fécondité; **6:** Mortalité par la pêche; **7:**Population initiale; **8:** Distribution initiale des tailles; **9:** Taille maximale de capture; **10:** Dispersion de l 'accroissement à la mue; **11:** Distribution de l 'accroissement à la mue ; **12:** Accroissement à la mue moyen **13:** Mortalité à la mue; **14:** Mortalité naturelle; **15:**Probabilité de mue post-éclosion; **16:**Effort de pêche relatif; **17:**Sexe; **18:** Marquage (v-notching); **19:** Poids à la longueur

Figure 1. Schéma du cycle de vie du homard femelle et liste des paramètres utilisés dans le modèle de calcul de la production d'œufs par recrue (POR).

Tableau 1. Liste des fonctions pouvant être utilisées dans le modèle pour la description des différentes variables.

| **Fonction** | **Valeur pour une taille = $x$ (longueur de la carapace)** |
|---|---|
| Constante ( C ) | $C$ |
| Pas ( S, L, R ) | $\begin{cases} L & \text{si } x < S \\ R & \text{autrement} \end{cases}$ |
| Deux pas ( $S_1$, $S_2$, L, M, R ) | $\begin{cases} L & \text{si } x < S_1 \\ M & \text{si } S_1 \le x < S_2 \\ R & \text{autrement} \end{cases}$ |
| Linéaire ( A, B ) | $A + Bx$ |
| Quadratique ( A, B, C ) | $A + Bx + Cx^2$ |
| Cubique ( $S_1$, $S_2$, L, R ) | $\begin{cases} L & \text{si } x \le S_1 \\ L + (R-L)(2Y^3 - 3Y^2 + 1) & \\ Y = \dfrac{x - S_2}{S_1 - S_2} & \text{si } S_1 < x \le S_2 \\ R & \text{autrement} \end{cases}$ |
| Logistique ( M, Q, L, R )* | $L + \dfrac{(R-L)}{1 + e^{(-2\ln(3)(x-M))/Q}}$ |
| Étendue ( $S_1$, $S_2$ ) | $\begin{cases} \dfrac{1}{S_2 - S_1} & \text{si } S_1 \le x \le S_2 \\ 0 & \text{autrement} \end{cases}$ |
| Normale ( M, D ) | $\dfrac{e^{\frac{-(x-M)^2}{2D^2}}}{D\sqrt{2\pi}}$ |
| Exponentielle ( M ) | $\dfrac{e^{-x/M}}{M}$ |
| Puissance ( A, B ) | $Ax^B$ |

* La fonction logistique $Y = 1/1+e^{-(a+bx)}$ est exprimée ici de façon à pouvoir attribuer une distribution d'incertitude au point d'inflexion (M) ainsi qu'à l'intervalle de tailles (Q) à l'intérieur duquel la fonction passe de 0,25 à 0,75 de sa valeur maximale, ou inversement dans le cas d'une logistique négative. M= -a/b et Q=2ln(3)/b.

mue. La probabilité de ponte pour une année donnée et le nombre d'œufs produits par une femelle dépendent de sa taille. La mortalité par pêche est également fonction de la taille du homard, et est dépendante de la taille minimale de capture. Elle est cependant indépendante de l'abondance de la population et ne varie pas d'une année à l'autre. Elle peut être réduite au moyen de certaines mesures de contrôle (réduction globale de l'effort de pêche, protection des femelles œuvées, protection des gros individus, marquage par une encoche en V impliquant une protection ultérieure pour une période de deux mues). Le modèle nécessite la définition de 19 variables (Figure 1) qui peuvent être décrites par des constantes ou différentes fonctions mathématiques (Tableau 1).

Le programme permet d'explorer différentes mesures de gestion en tenant compte de l'incertitude dans l'information dont nous disposons. Chaque valeur ou chaque paramètre d'une fonction peut être décrit par une distribution de probabilité plutôt qu'une valeur fixe (Tableau 2). La propagation de l'incertitude sur l'estimation finale du nombre d'œufs par recrue est effectuée à l'aide d'une simulation de Monte Carlo, qui attribue de façon itérative différentes valeurs aux paramètres, choisies de façon aléatoire à l'intérieur de la distribution de probabilité définie pour le paramètre en question. Le programme permet de réaliser jusqu'à 1000 itérations.

Le programme est un exécutable DOS écrit en langage Fortran. Le système lit des données dans des fichiers qui contiennent les informations sur les paramètres biologiques. Une application écrite en langage Visual Basic 6.0 permet de faire fonctionner le modèle sous Windows 95.

Tableau 2. Liste des distributions de probabilités utilisées pour quantifier l'incertitude associée aux valeurs ou paramètres des fonctions décrivant les différentes variables biologiques.

| **Distribution de probabilité** | **Paramètres de la distribution à définir** |
|---|---|
| Uniforme | minimum; maximum |
| Normale | moyenne; écart-type |
| LogNormale | moyenne normale; écart-type normal |
| Binomiale | probabilité de la valeur 1; valeur 1; valeur 2 |
| Epanechnikov | minimum; maximum |

## 2.2 DONNÉES

Le modèle a été utilisé pour simuler différents scénarios de gestion appliqués aux populations de homard du sud et du nord des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie. Dans plusieurs cas, les données biologiques caractérisant ces différentes populations ont été tirées de la littérature (Tableau 3).

Tableau 3. Valeurs et équations décrivant la croissance, la maturité sexuelle et la fécondité ayant servi dans le calcul de la production d'œufs par recrue (POR).

| | Îles-de-la-Madeleine Sud | Îles-de-la-Madeleine Nord | Gaspésie |
|---|---|---|---|
| **Accroissement à la mue** | *Constante, distribution uniforme entre 8 et 12 mm* | | |
| **Probabilité de mue** *Proportion de femelles muant une année donnée (Y) en fonction de la taille (LC)* | $Y = 1 / 1+e^{0.088LC - 7.91}$<br>M* = 90 mm<br>Q** = 25 mm<br>(L. Gendron, données non publiées) | | |
| **Maturité sexuelle** *Proportion de femelles matures (Y) en fonction de la taille (LC)* | $Y = 1/1+e^{-0.314LC + 24.8}$<br>M = 79 mm<br>Q = 7 mm<br>N = 380<br>Dubé et Grondin (1985) | $Y = 1/1+e^{-0.314LC + 26.37}$<br>M = 84 mm<br>Q = 7 mm<br>N = 361<br>Dubé et Grondin (1985) | $Y = 1/1+e^{-0.169LC + 14.15}$<br>M = 84 mm<br>Q = 13 mm<br>N = 47<br>(L. Gendron, données non publiées) |
| **Fécondité** *Nombre d'œufs (Y) en fonction de la taille (LC)* | $Y = 0.00256 \times LC^{3.409}$<br>N = 166<br>Campbell et Robinson (1983) | | |

*M = point d'inflexion

**Q = intervalle de taille à l'intérieur duquel la fonction passe de 0,25 à 0,75 de sa valeur maximale

### 2.2.1 Croissance

Les données d'accroissement de la taille à la mue utilisées dans le modèle sont basées sur les résultats de campagnes de marquage-recapture réalisées aux Îles-de-la-Madeleine par Dubé (1985). De façon générale, l'accroissement de la taille à la mue est une fonction linéaire positive de la taille. Toutefois, dans le cas des femelles, Dubé (1985) a observé que la pente de la droite de régression entre la taille post-exuviale et la taille pré-exuviale n'était pas significativement différente de 1, montrant que pour les tailles considérées, l'accroissement à la mue était constant. Une valeur moyenne de 10 mm a été utilisée dans le modèle, tant pour les Îles-de-la-Madeleine que pour la Gaspésie. Afin de tenir compte de l'incertitude et de la variabilité, l'accroissement de la taille à la mue a été exprimé par une valeur distribuée uniformément entre 8 et 12 mm, constante pour toutes les tailles.

La probabilité de mue est définie comme étant la proportion d'individus muant une année donnée. Elle a été déterminée à partir d'observations sur la proportion de homards en postmue récoltés à l'aide d'un chalut au large des Îles-de-la-Madeleine en septembre 1995, après la période de mue. Tout d'abord, la taille pré-exuviale des homards en postmue a été déterminée à partir des données d'accroissement de la taille à la mue de Dubé (1985). Par la suite, le pourcentage de homards ayant mué a été calculé pour chaque classe de taille de 1 mm. La probabilité de mue en fonction de la taille a été représentée à l'aide d'une équation logistique dont on a fixé le minimum à 0,05 plutôt qu'à zéro, ce qui correspond à une mue à tous les 20 ans pour les animaux de très grande taille. Nous avons établi que la taille au point d'inflexion M était de 90 mm et que l'intervalle Q de tailles à l'intérieur duquel la fonction passe de 0,25-0,75 de sa valeur maximale était de 25 mm. L'incertitude dans la valeur M a été représentée par une distribution normale d'écart-type de 4 mm, alors que celle de Q pouvait varier uniformément entre 20 et 30 mm.

Bien que le modèle puisse accommoder les cas de double mue, soit deux mues au cours d'une même année, nous avons considéré que la proportion des homards femelles de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine effectuant une double mue était négligeable. Signalons toutefois que des cas de double mue ont été rapportés pour les Îles-de-la-Madeleine dans la lagune de Grande-Entrée où la température de l'eau est plus élevée, et principalement pour des homards de taille inférieure à 75 mm (Munro et Therriault 1983).

### 2.2.2 Maturité sexuelle

Les observations sur la maturité sexuelle ont été utilisées pour déterminer la probabilité de ponte d'une femelle non oeuvée une année donnée. La maturité sexuelle du homard aux Îles-de-la-Madeleine a été déterminée à partir d'observations faites sur la couleur, le poids et le diamètre ovocytaire des ovaires (Dubé et Grondin 1985). Les femelles ayant des ovaires en développement (stades 4 et 5) ou matures (stade 6), selon la classification de Aiken et Waddy (1982), pendant la saison de pêche ont été considérées comme étant en mesure de pondre au cours de l'année. La maturité sexuelle du homard en Gaspésie a par contre été basée sur le développement des glandes à cément, selon les

critères définis par Aiken et Waddy (1982). Les femelles ayant des glandes à cément au stade de développement 3 ou 4 ont été considérées comme matures et aptes à pondre durant l'année en cours. Les stades de développement 3 et 4 des glandes à cément sont généralement corrélés avec des ovaires aux stades de développement 4, 5 et 6 (Aiken et Waddy 1982). Le pourcentage de femelles matures en fonction de la taille a été établi et une courbe logistique a été ajustée à cette relation. La taille à laquelle 50 % des femelles sont matures est de 79 mm du côté sud et 84 mm du côté nord des Îles-de-la-Madeleine (Dubé et Grondin 1985) et de 84 mm en Gaspésie (L. Gendron, données non publiées) (Tableau 3). Des écarts-types de 3 mm ont été associés à toutes ces moyennes alors que les intervalles 0,25-0,75 de la courbe logistique ont été distribués uniformément entre 6 et 8 mm.

Bien que le modèle puisse accommoder les écarts parfois observés au patron habituel du cycle reproducteur des femelles qui consiste en l'alternance entre la mue une année et la ponte l'année suivante (Aiken et Waddy 1986), nous avons considéré que la proportion de femelles muant et pondant la même année, ainsi que la proportion de femelles pondant tout de suite après l'éclosion des œufs sans effectuer de nouvelle mue étaient négligeables.

### 2.2.3 Mortalité par la pêche

À chaque année, un indice du taux d'exploitation est calculé pour les populations de homard des parties nord et sud des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie, à partir des distributions des fréquences de taille pondérées des homards mâles. La méthode de calcul est tirée de Miller *et al.* (1987) et est basée sur l'abondance des deux premières classes de mue recrutées à la pêche. Le taux instantané de mortalité de la première classe de mue recrutée à la pêche est estimé à partir de l'équation suivante:

$$Z = - \log_e (M_2 / M_1)$$

où $M_1 = M_1' / t_{M1}$, et $M_2 = M_2' / t_{M2}$. $M_1'$ est le nombre de homards dans la première classe de mue et $M_2'$ est le nombre de homards dans la seconde classe de mue. $t_{M1}$ et $t_{M2}$ représentent la période de temps passée, en années, dans les classes de mue. Les classes de mue ont été estimées à partir des données sur la croissance des homards mâles aux Îles-de-la-Madeleine (Dubé 1985). Ainsi, la première classe de mue comprend les individus dont la taille se situe entre 76 mm et 86 mm, et la seconde comprend les individus dont la taille se situe entre 87 et 99 mm. Le temps d'intermue a été estimé à partir des données sur les probabilités de mue calculées pour les mâles par Dubé (1985). Ainsi, $t_{M1}$ et $t_{M2}$ ont été fixés à 1,13 et 1,52 ans respectivement. Afin d'éviter les biais qui seraient dus à des changements dans le recrutement, $M_1$ d'une année donnée est comparé avec $M_2$ de l'année suivante, de façon à suivre la même cohorte dans le temps. On postule que la capturabilité des homards de taille variant entre 76 et 99 mm est comparable, ce qui est vraisemblable selon les observations de Tremblay *et al.* (1998). La mortalité par la pêche (F) est obtenue en soustrayant la mortalité naturelle (M=0,15, voir plus bas) de la mortalité totale (Z). Sur la base de ces calculs, on a postulé que la valeur de F se situait dans un intervalle défini par

une distribution normale (moyenne = 0,9; 1,12 et 1,43 et écart-type =0,09; 0,11 et 0,11 pour les Îles-nord, les Îles-sud et la Gaspésie respectivement).

### 2.2.4 Mortalité naturelle

Nous n'avons pas de données précises sur la mortalité naturelle (M) mais par convention on a souvent utilisé une valeur de 0,1. Plus récemment, en se basant sur de nouvelles observations (Michel Comeau et Manon Mallet, MPO, Centre des pêches du Golfe, Moncton, communication personnelle), on a opté pour une valeur plus élevée (M=0,15). Une partie de la mortalité naturelle (M=0,1) se produit à la mue, alors que l'autre partie (M=0,05) s'applique à tous les homards, à chaque année. Pour tenir compte des incertitudes et de la variabilité, on a postulé que la portion de M liée à la mue pouvait varier uniformément entre 0,08 et 0,12 et que la valeur de M non liée à la mue pouvait varier uniformément entre 0,04 et 0,06.

### 2.2.5 Fécondité

L'équation de Campbell et Robinson (1983) basée sur une grande étendue de tailles a été utilisée pour quantifier la fécondité des femelles (Tableau 3). Les équations dérivées d'observations faites aux Îles-de-la-Madeleine (Attard 1985) ou en Gaspésie couvraient une étendue de tailles plus restreinte.

### 2.2.6 Distribution des tailles recrutées

La taille de recrutement a été fixée à 76 mm. Les calculs ont porté sur une cohorte dont la taille initiale variait uniformément entre 65 et 76 mm.

## 2.3 Simulations

Le modèle a été utilisé pour examiner les effets des différentes mesures de gestion sur les valeurs de POR dans les pêches des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie. En raison de valeurs différentes dans la taille à la maturité sexuelle et de mortalité par la pêche, les secteurs sud (de Pointe-de-l'est à Havre-Aubert) et nord (de Millerand à Grosse-Île) des Îles-de-la-Madeleine ont été séparés. Les impacts de l'augmentation de la taille minimale de capture, de la réduction de la mortalité par la pêche, de l'instauration d'une taille maximale de capture, et de combinaisons de ces différentes mesures, incluant le marquage (encoche en V) des femelles œuvées, ont été examinés. Bien qu'elle n'ait pas été utilisée ici, une fonction d'incertitude peut être attribuée au pourcentage de femelles oeuvées marquées (encoche en V) afin de tenir compte de la variabilité à l'adhésion par les pêcheurs à cette pratique volontaire. La liste des scénarios de gestion qui ont été simulés est présentée au Tableau 4. Le choix des scénarios étudiés pour chaque région reflète des demandes spécifiques qui nous ont été adressées.

Tableau 4. Liste des mesures de gestion pour lesquelles la production d'œufs par recrue (POR) a été calculée, pour les côtés sud et nord des Îles-de-la-Madeleine et pour la Gaspésie.

| | **Iles-de-la-Madeleine sud** | **Îles-de-la-Madeleine nord** | **Gaspésie** |
|---|---|---|---|
| **Scénario de base** | | | |
| 76 mm | X | X | X |
| **Taille minimale** | | | |
| 78 mm | X | X | X |
| 79 mm | X | X | |
| 80 mm* | X | X | X |
| 81 mm** | X | X | X |
| 82 mm | X | X | X |
| 83 mm | X | X | X |
| 84 mm | X | X | X |
| **Taille minimale et changements de la mortalité par la pêche** | | | |
| 78 mm et réduction de 10 % | X | X | X |
| 78 mm et réduction de 20 % | X | X | |
| 80 mm et réduction de 10 % | X | X | X |
| 80 mm et réduction de 20 % | X | X | |
| 82 mm et réduction de 10 % | X | X | X |
| 82 mm et réduction de 20 % | X | X | X |
| 84 mm et réduction de 10 % | | | X |
| 84 mm et réduction de 20 % | | | X |
| *80 mm et augmentation de 10 %* | X | | X |
| **Taille minimale et taille maximale** | | | |
| 78 mm et 121 mm | X | X | X |
| 80 mm et 127 mm | X | X | X |
| 82 mm et 127 mm | X | X | X |
| 84 mm et 127 mm | X | X | X |
| **Combinaisons de mesures : Taille minimale, réduction de la mortalité par la pêche, taille maximale et marquage de femelles œuvées (V)** | | | |
| 78 mm, réduction de 10 % et 127 mm | X | X | X |
| 78 mm, réduction de 10 %, 127 mm et 10 % marquage (V) | X | X | X |
| 80 mm, réduction de 10 % et 127 mm | X | X | |
| 80 mm, réduction de 10 %, 127 mm et 10 % marquage (V) | X | X | |

* taille minimale en vigueur en 2001 dans la majorité des zones de la Gaspésie et de la Côte-Nord

** taille minimale en vigueur en 2001 aux Îles-de-la-Madeleine

Pour chaque scénario de gestion, 100 itérations Monte Carlo ont été calculées. Les valeurs de POR ont été exprimées en nombre absolu ainsi que relativement aux valeurs de POR calculées avant la mise en œuvre des nouvelles mesures de gestion (le scénario de base). Le rapport entre les deux valeurs a été appelé facteur d'augmentation et permet de déterminer les scénarios de gestion qui, du moins théoriquement, peuvent permettre d'atteindre le doublement de la POR, soit un facteur d'augmentation de deux.

Afin d'améliorer la précision de nos estimations des facteurs d'augmentation, nous avons comparé chaque scénario alternatif à un scénario de base utilisant le même choix aléatoire des valeurs pour les différents paramètres. La distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs de facteur d'augmentation ainsi calculées, qui reflète les incertitudes de notre modèle biologique, a été utilisée comme base pour l'évaluation du risque de gestion, c'est-à-dire, la probabilité de ne pas atteindre l'objectif de gestion établi.

Le scénario de base correspond au régime de gestion qui était en vigueur en 1996, avant l'implantation du nouveau plan de conservation. Ce régime incluait une taille minimale de capture de 76 mm et la remise à l'eau des femelles œuvées. Il n'y avait pas de taille maximale de capture et la pratique du marquage des femelles œuvées (encoche en V) a été considérée négligeable, bien que pratiquée marginalement depuis 1993 dans quelques secteurs de la Gaspésie.

# 3.0 RÉSULTATS

## 3.1 PRODUCTION D'ŒUFS PAR RECRUE

Les résultats des calculs de la POR, en nombre absolu et en nombre relatif (facteur d'augmentation) par rapport au niveau de production observé sous le régime de gestion de 1996 apparaissent aux Tableaux 5, 6 et 7 pour les Îles-de-la-Madeleine sud, les Îles-de-la-Madeleine nord et la Gaspésie respectivement. Les moyennes et les écarts-types des 100 valeurs absolues et facteurs d'augmentation calculés pour chaque scénario apparaissent aussi aux Figures 2, 3 et 4 pour les Îles-de-la-Madeleine sud, les Îles-de-la-Madeleine nord et la Gaspésie respectivement.

En 1996, aux Îles-de-la-Madeleine, selon le plan de gestion qui était en vigueur, la POR se situait en moyenne à 3 636 ±1 199 œufs du côté sud et à 3 418 ±1 097 œufs du côté nord (Tableaux 5 et 6). Il n'y a donc pas de différence significative dans le niveau de production d'œufs initial entre les deux versants des Îles. Bien que la taille à la maturité sexuelle soit plus élevée du côté nord (84 mm) que du côté sud (79 mm), le fait que la mortalité par la pêche soit plus faible du côté nord permet d'avoir un niveau de production d'œufs équivalent à celui du côté sud. Par contre, en Gaspésie, en raison d'un taux d'exploitation élevé et d'une taille à la maturité sexuelle élevée, la production d'œufs calculée est beaucoup plus faible que celle calculée pour les Îles-de-la-Madeleine. La POR estimée pour 1996 était en moyenne de 1 433 ± 647 œufs (Tableau 7), ce qui est presque trois fois moins élevé qu'aux Îles-de-la-Madeleine.

Pour l'instant, les mesures retenues par les pêcheurs pour atteindre l'objectif de conservation énoncé plus haut, que ce soit aux Îles-de-la-Madeleine ou en Gaspésie, se limitent essentiellement à augmenter la taille minimale de capture. Aux Îles-de-la-Madeleine, le doublement de la POR pourra être atteint par une augmentation de la taille à 83 mm au sud et 84 mm au nord (Tableaux 5 et 6 et Figures 2 et 3). En Gaspésie, en raison d'un niveau initial d'œufs par recrue relativement plus faible, le doublement pourra être atteint par une augmentation de la taille minimale de capture à 82 mm (Tableau 7 et Figure 4). En 2001, la taille minimale de capture a été fixée à 81 mm aux Îles-de-la-Madeleine, ce qui aurait permis, selon le modèle de calcul, d'augmenter la POR par un facteur de 1,60 au sud et de 1,53 au nord (Tableaux 5 et 6). Cette évaluation repose sur l'hypothèse que tous les autres paramètres sont demeurés constants. Il n'est pas exclu qu'il y ait eu au cours des 5 dernières années une augmentation de la mortalité par la pêche, auquel cas, l'augmentation de la POR consécutive à une augmentation de la taille minimale de capture serait moins élevée que prévue. À titre d'exemple, avec une augmentation de la taille minimale de capture à 80 mm, on aurait réussi à augmenter la POR par un facteur de 1,41 du côté sud des Îles-de-la-Madeleine. Si parallèlement à cette mesure, la mortalité par la pêche s'était accrue de 10 %, la POR n'aurait alors augmenté que par un facteur de 1,26 (Tableau 5).

Tableau 5. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à la situation observée en 1996 pour le secteur sud des Îles-de-la-Madeleine.

| | **Production d'œufs par recrue** | | **Facteur d'augmentation** | |
|---|---|---|---|---|
| | Moyenne | Écart-type | Moyenne | Écart-type |
| **Scénario de gestion de base 76 mm** | 3636 | 1199 | | |
| **Taille minimale** | | | | |
| 78mm | 4147 | 1286 | 1.15 | 0,05 |
| 79mm | 4555 | 1361 | 1.27 | 0,07 |
| 80mm | 5059 | 1446 | 1.41 | 0,10 |
| 81mm | 5734 | 1481 | 1.60 | 0,14 |
| 82mm | 6320 | 1616 | 1.78 | 0,18 |
| 83mm | 7167 | 1639 | **2,02** | 0,24 |
| 84mm | 7850 | 1753 | **2,24** | 0,30 |
| **Taille minimale; changements de la mortalité par la pêche F** | | | | |
| 78mm; -10%F | 4938 | 1274 | 1,34 | 0,06 |
| 78mm; -20%F | 5869 | 1416 | 1.60 | 0,10 |
| 80mm; -10%F | 5907 | 1414 | 1.61 | 0,11 |
| 80mm; -20%F | 6896 | 1542 | 1.89 | 0,15 |
| 82mm; -10%F | 7225 | 1570 | 1,99 | 0,19 |
| 82mm; -20%F | 8277 | 1684 | **2,29** | 0,23 |
| 80mm; +10%F | 4582 | 1325 | 1.26 | 0,09 |
| **Taille minimale; taille maximale** | | | | |
| 78mm; 121mm | 6326 | 2851 | 1.68 | 0,41 |
| 80mm; 127mm | 6490 | 2338 | 1.74 | 0,23 |
| 82mm; 127mm | 8179 | 2685 | **2,22** | 0,30 |
| 84mm; 127mm | 13436 | 4474 | **3,68** | 0,74 |
| **Combinaisons (taille minimale; réduction de la mortalité par la pêche F; taille maximale et pourcentage de marquage en V )** | | | | |
| 78mm; -10%F; 127mm | 7035 | 3336 | 1,90 | 0,43 |
| 78mm; -10%F; 127mm; 10%V | 9085 | 4566 | **2,45** | 0,67 |
| 80mm; -10%F; 127mm | 8647 | 3264 | **2,33** | 0,49 |
| 80mm; -10%F; 127mm; 10%V | 11108 | 4490 | **3,00** | 0,76 |

Tableau 6. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à la situation observée en 1996 pour le secteur nord des Îles-de-la-Madeleine.

| | **Production d'œufs par recrue** | | **Facteur d'augmentation** | |
|---|---|---|---|---|
| | Moyenne | Écart-type | Moyenne | Écart-type |
| **Scénario de gestion de base 76 mm** | 3418 | 1097 | | |
| **Taille minimale** | | | | |
| 78mm | 3867 | 1178 | 1,14 | 0,04 |
| 79mm | 4216 | 1250 | 1,25 | 0,07 |
| 80mm | 4647 | 1338 | 1,38 | 0,09 |
| 81mm | 5074 | 1418 | 1,53 | 0,12 |
| 82mm | 5753 | 1547 | 1,72 | 0,16 |
| 83mm | 6316 | 1629 | 1,92 | 0,20 |
| 84mm | 7152 | 1768 | **2,16** | 0,27 |
| **Taille minimale; réduction de la mortalité par la pêche F** | | | | |
| 78mm; -10%F | 4669 | 1377 | 1,38 | 0,07 |
| 78mm; -20%F | 5756 | 1579 | 1,72 | 0,12 |
| 80mm; -10%F | 5504 | 1531 | 1,64 | 0,12 |
| 80mm; -20%F | 6671 | 1727 | **2,00** | 0,18 |
| 82mm; -10%F | 6666 | 1718 | **2,00** | 0,20 |
| 82mm; -20%F | 7925 | 1904 | **2,39** | 0,27 |
| **Taille minimale; taille maximale** | | | | |
| 78mm; 121mm | 8364 | 5156 | **2,56** | 0,90 |
| 80mm; 127mm | 7565 | 4146 | **2,33** | 0,62 |
| 82mm; 127mm | 9469 | 4915 | **2,95** | 0,76 |
| 84mm; 127mm | 11926 | 5831 | **3,77** | 0,96 |
| **Combinaisons (taille minimale; réduction de la mortalité par la pêche F; taille maximale et pourcentage de marquage en V )** | | | | |
| 78mm; -10%F; 127mm | 8368 | 3949 | **2,41** | 0,65 |
| 78mm; -10%F; 127mm ;10%V | 10586 | 5109 | **3,05** | 0,88 |
| 80mm; -10%F; 127mm | 9976 | 4087 | **2,92** | 0,78 |
| 80mm; -10%F; 127mm ;10%V | 12205 | 5115 | **3,57** | 1,00 |

Tableau 7. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à la situation observée en 1996 pour la Gaspésie.

| | **Production d'œufs par recrue** | | **Facteur d'augmentation** | |
|---|---|---|---|---|
| | Moyenne | Écart-type | Moyenne | Écart-type |
| **Scénario de gestion de base 76 mm** | 1433 | 647 | | |
| **Taille minimale** | | | | |
| 78mm | 1699 | 739 | 1,20 | 0,07 |
| 80mm | 2223 | 917 | 1,59 | 0,15 |
| 81mm | 2562 | 907 | 1,90 | 0,20 |
| 82mm | 2953 | 1017 | **2,24** | 0,25 |
| 83mm | 3538 | 1162 | **2,66** | 0,37 |
| 84mm | 4059 | 1273 | **3,12** | 0,46 |
| **Taille minimale; changements de la mortalité par la pêche** | | | | |
| 78mm; -10%F | 2056 | 834 | 1,47 | 0,10 |
| 80mm; -10%F | 2628 | 1009 | 1,90 | 0,19 |
| 82mm; -10%F | 3407 | 1084 | **2,61** | 0,31 |
| 82mm; -20%F | 4017 | 1169 | **3,11** | 0,42 |
| 84mm; -10%F | 4571 | 1329 | **3,54** | 0,54 |
| 84mm; -20%F | 5253 | 1400 | **4,11** | 0,68 |
| 80mm; +10%F | 1891 | 739 | 1,38 | 0,14 |
| **Taille minimale; taille maximale** | | | | |
| 78mm;121mm | 2089 | 1081 | 1,57 | 0,34 |
| 80mm;127mm | 2343 | 966 | 1,80 | 0,16 |
| 82mm;127mm | 3267 | 1236 | **2,54** | 0,29 |
| 84mm;127mm | 4555 | 1559 | **3,60** | 0,53 |
| **Combinaisons (taille minimale; réduction de la mortalité par la pêche F; taille maximale et pourcentage de marquage en V )** | | | | |
| 78mm; -10%F; 127mm | 2305 | 925 | 1,72 | 0,22 |
| 78mm; -10%F; 127mm; 10%V | 3238 | 1453 | **2,41** | 0,53 |

En Gaspésie, en 2001, la taille minimale de capture était de 80 mm dans la plupart des régions, à l'exception des secteurs de Gaspé-Nord, de la baie de Gaspé et de la Malbaie où elle était de 81 mm. L'augmentation de la taille minimale de capture à 80 mm aurait permis, selon le modèle de calcul, d'augmenter la POR par un facteur de 1,59. Avec une taille de 81 mm, ce facteur aurait atteint 1,90. Tout comme pour les Îles-de-la-Madeleine, il est important de signaler qu'une augmentation de la mortalité par la pêche aurait des effets négatifs sur les bénéfices attendus de l'augmentation de la taille minimale de capture. Ainsi, à une taille de 80 mm, une augmentation de la mortalité par la pêche de 10 %, porterait le facteur d'augmentation de la POR à 1,38 au lieu de 1,59 (Tableau 7).

D'un autre côté, pour doubler la POR, il ne serait pas nécessaire d'augmenter autant la taille minimale de capture si cette mesure était combinée à une diminution de la mortalité par la pêche. Ainsi, du côté sud des Îles-de-la-Madeleine, on obtient le même facteur d'augmentation de la POR (1,60) avec une taille de 81 mm ou avec une taille de 80 mm et une réduction de la mortalité par la pêche de 10 % ou encore avec une taille de 78 mm et une réduction de la mortalité par la pêche de 20 % (Tableau 5). Du côté nord des Îles la diminution de la mortalité par la pêche, qui est déjà moins élevée, produit des effets légèrement plus marqués. Ainsi, une réduction de la mortalité par la pêche de 20 % combinée à une taille minimale de 78 mm est équivalente à l'instauration d'une taille minimale de 82 mm, soit un facteur d'augmentation de la POR de 1,72 (Tableau 6). En Gaspésie, une réduction de la mortalité par la pêche de 10 % combinée à une taille minimale de 80 mm produit un facteur d'augmentation de 1,9, ce qui est équivalent à une taille minimale de 81 mm (Tableau 7).

Il semble aussi y avoir un certain intérêt à protéger les plus grosses femelles. La combinaison de l'augmentation de la taille minimale de capture avec l'instauration d'une taille maximale de capture de 127 mm (5 pouces) ou 121 mm (4 ¾ pouces) montre des bénéfices. Par contre, ceux-ci sont davantage marqués du côté nord des Îles-de-la-Madeleine, puisque le taux d'exploitation y est moins élevé, ce qui permet à plus de femelles d'atteindre de grandes tailles et ainsi de bénéficier d'une telle mesure de protection. Autrement, dans les secteurs où le taux d'exploitation est très élevé, comme en Gaspésie par exemple, l'instauration d'une taille maximale de capture touche très peu d'animaux et les bénéfices à court terme ne sont pas bien visibles. Par exemple, si l'on combine une taille minimale de capture de 82 mm avec une taille maximale de capture de 127 mm, le facteur d'augmentation passe de 1,72 à 2,95 du côté nord des Îles (Tableau 6) alors qu'en Gaspésie, il ne passe que de 2,24 à 2,54 (Tableau 7).

Finalement, le doublement de la POR peut aussi être atteint en combinant toutes les mesures disponibles : augmentation de la taille minimale de capture, instauration d'une taille maximale, marquage de femelles œuvées et réduction de la mortalité par la pêche. Une telle diversité de mesures permettrait une meilleure répartition de l'effort de conservation parmi tous les pêcheurs. Par exemple, des mesures ne touchant que l'augmentation de la taille minimale de capture ont des impacts presque uniquement sur les pêcheurs exploitant des secteurs où il y a davantage de petits homards et cette situation est souvent décriée comme étant inéquitable.

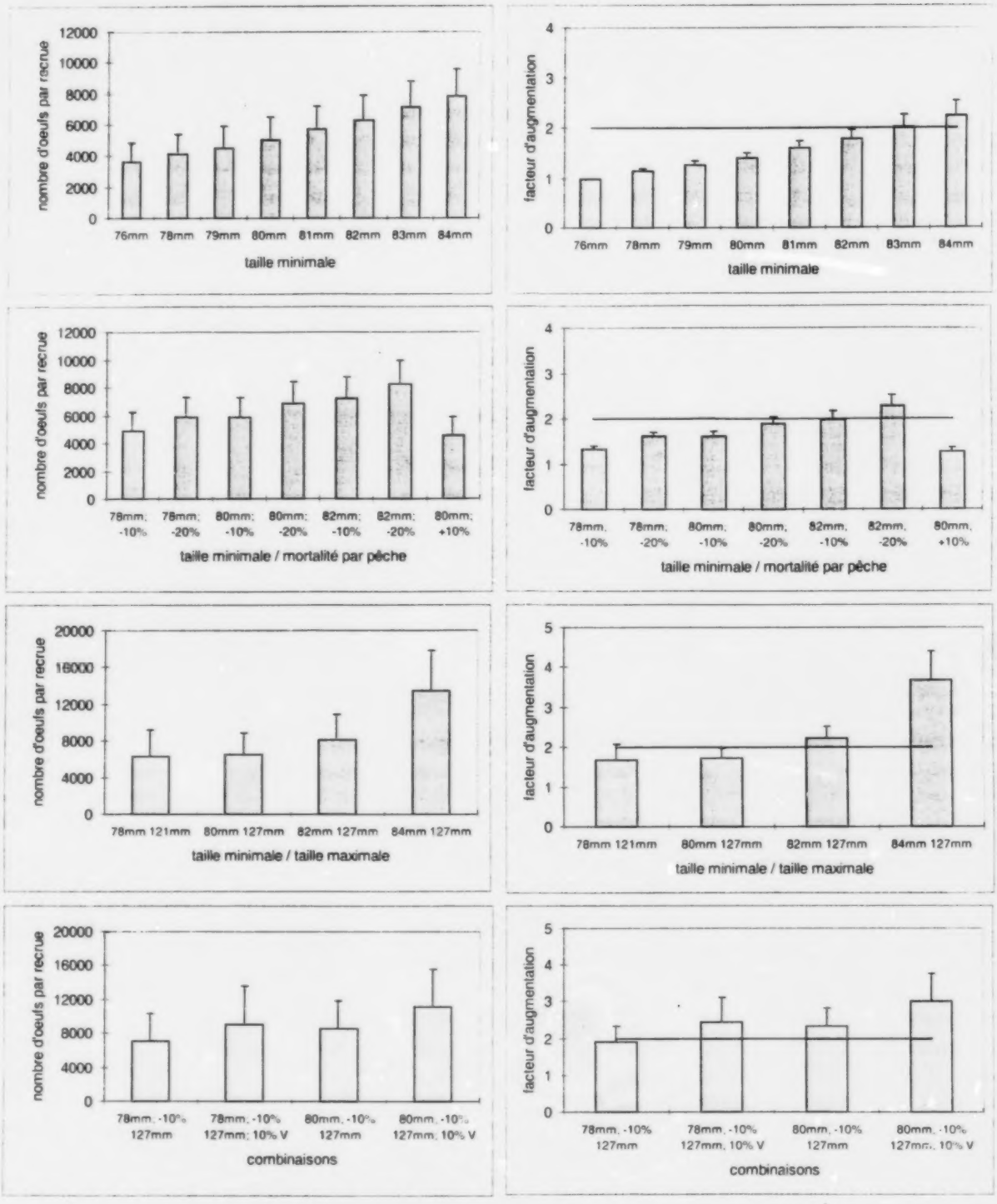



Figure 2. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à 1996 pour le secteur sud des Îles-de-la-Madeleine.

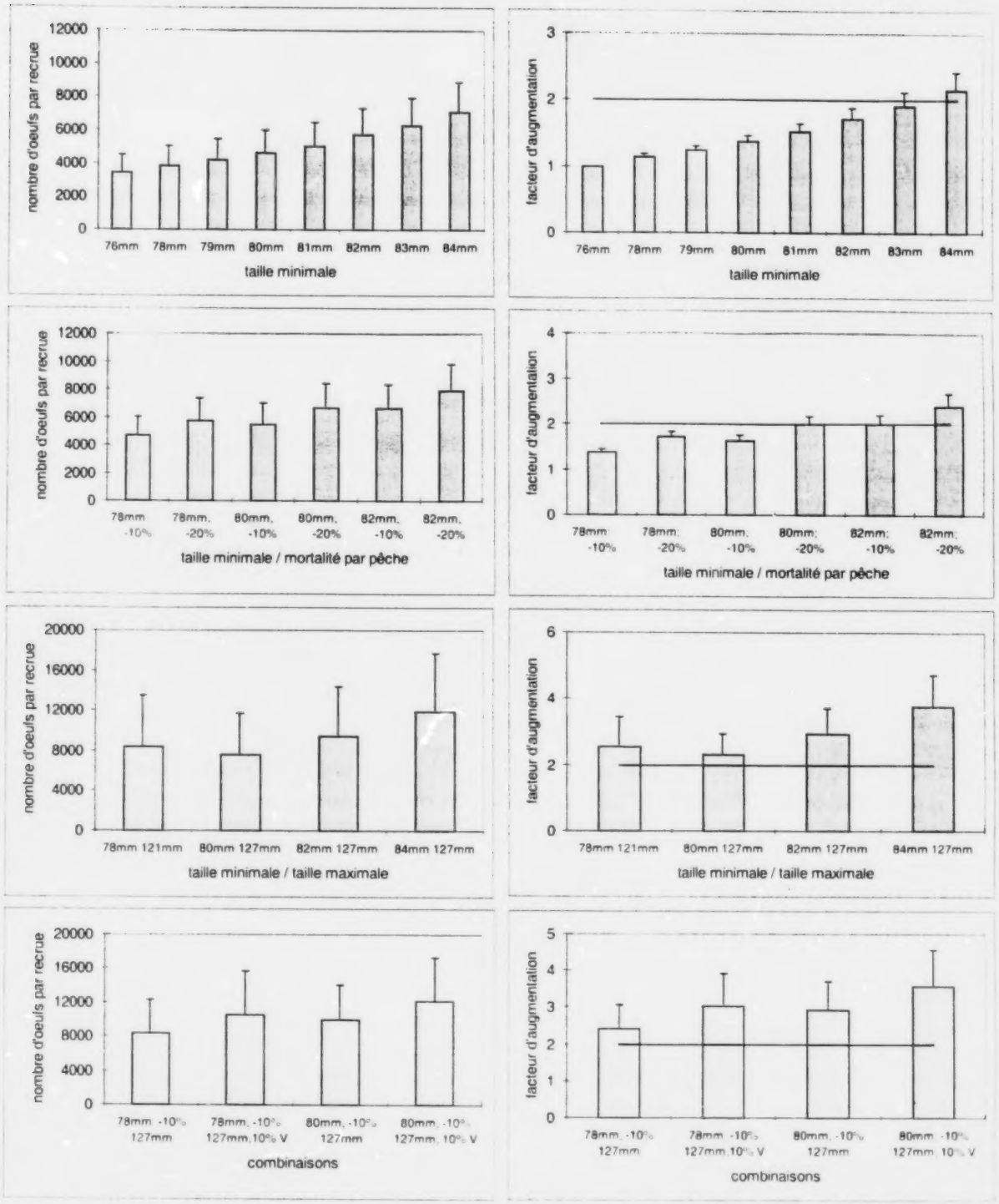



Figure 3. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à 1996 pour le secteur nord des Îles-de-la-Madeleine.

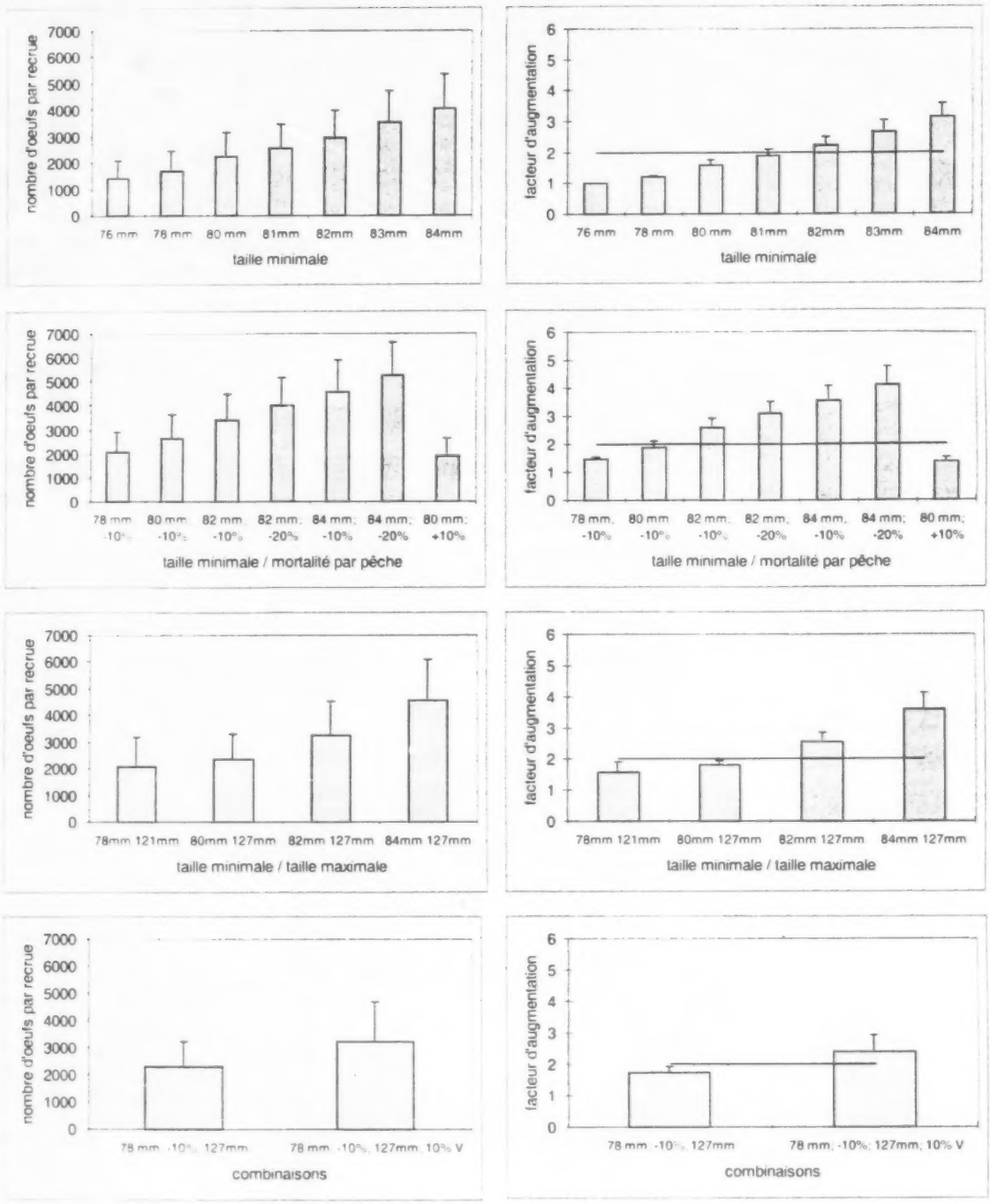



Figure 4. Production d'œufs par recrue (moyenne et écart-type) et facteur d'augmentation de la production par rapport à 1996 pour la Gaspésie.

### 3.2 RISQUE DE GESTION

Depuis quelques années, on s'intéresse de plus en plus à la quantification des incertitudes et à leur intégration dans les recommandations de gestion des pêches. Les incertitudes dans la définition des paramètres des différentes variables biologiques du cycle vital du homard ont été pris en compte, ce qui a permis de générer une gamme de valeurs possibles de POR pour chacun des scénarios de gestion examinés. La distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs obtenues par simulation, une fois portée en graphique, permet de voir le pourcentage de valeurs qui sont au-dessus ou au-dessous d'une cible donnée. Puisque l'on s'intéresse ici au facteur d'augmentation, c'est-à-dire le rapport entre la POR d'un scénario de gestion donné et la POR avant sa mise en œuvre, il est intéressant de voir pour chacun des scénarios, le pourcentage de valeurs se situant sous la valeur de deux, soit la valeur reliée à l'objectif de doubler la POR. Ce pourcentage est considéré comme étant le risque de ne pas atteindre l'objectif de doubler la POR. Lorsqu'une valeur moyenne, comme celles considérées à la section précédente se situe à deux, il existe en fait un risque de 50 % de ne pas atteindre l'objectif de gestion.

Les résultats obtenus pour les Îles-de-la-Madeleine (côté sud) montrent que la probabilité de doubler la POR en faisant passer la taille minimale de 76 mm à 81 mm est nulle (Figure 5). Le risque de ne pas atteindre l'objectif de gestion est donc de 100 %. En fixant la taille à 82 mm, le risque est réduit à 86 %. Il n'atteint que 24 % si la taille est fixée à 84 mm. Combiner par exemple une taille minimale de 82 mm à une baisse de la mortalité par pêche de 10 % ou de 20 % donne un risque de gestion de 54 % ou de 12 % respectivement. Les mesures de protection des grosses femelles (comme la protection complète des femelles mesurant plus de 127 mm [" les jumbos "]) et le marquage par une encoche en V de 10 % des femelles œuvées réduisent le risque de ne pas atteindre l'objectif de gestion. Si on ajoute à ces deux mesures une taille minimale de 80 mm et une réduction de la mortalité par pêche de 10 %, le risque de gestion devient pratiquement nul.

La situation est assez semblable du côté nord des Îles (Figure 6), sauf pour les mesures combinant l'augmentation de la taille, la réduction de la mortalité par la pêche, la taille maximale et le marquage des femelles œuvées. Tel que mentionné plus haut, le fait que le taux d'exploitation soit moins élevé du côté nord de l'archipel permet à une plus forte proportion de femelles d'atteindre une grande taille. Les mesures de protection touchant les grosses femelles apportent alors plus de bénéfices. Les risques de gestion sont moins élevés pour ces combinaisons. En Gaspésie, les résultats du modèle montrent que la probabilité de doubler la POR en faisant passer la taille minimale de 76 mm à 80 mm est nulle (Figure 7). Le risque de ne pas atteindre l'objectif de gestion est donc de 100 % à ces tailles. Le risque de ne pas doubler la POR est très faible à partir d'une taille minimale de capture de 82 mm. Il est nul lorsque cette taille est combinée à une réduction de la mortalité par la pêche de 10 % ou 20 % ou à l'instauration d'une taille maximale de 127 mm. Le marquage de 10 % de femelles œuvées ajouté à une réduction de la mortalité par la pêche de 10 %, à une taille maximale de 127 mm et une taille minimale de capture de 78 mm réduit de beaucoup le risque de gestion, passant de 92 % à 25 % (Figure 7).

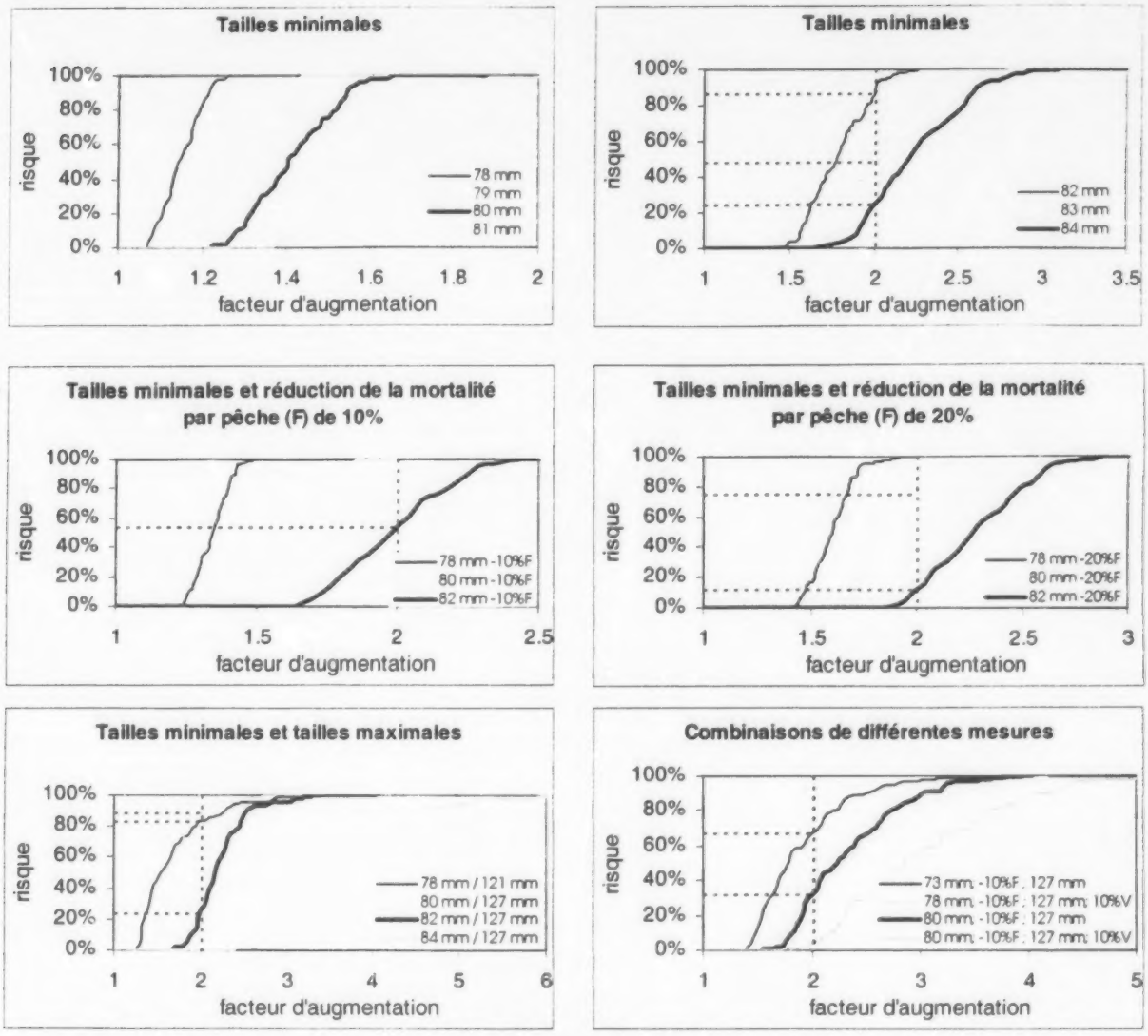



Figure 5. Distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs du facteur d'augmentation obtenues par le modèle, illustrant le risque de ne pas atteindre le doublement de la POR associé à différentes mesures de gestion appliquées dans le secteur sud des Îles-de-la-Madeleine.

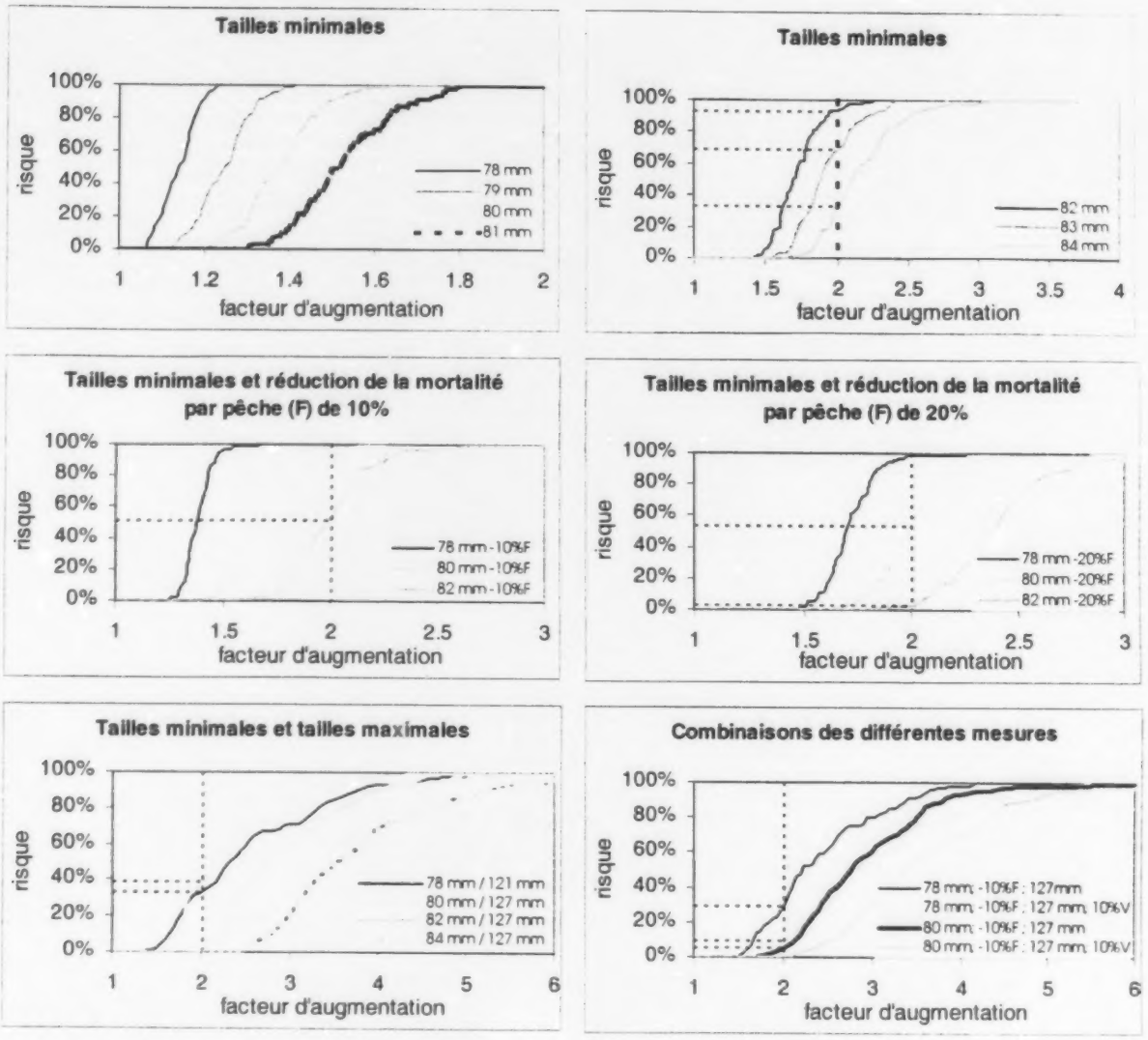



Figure 6. Distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs du facteur d'augmentation obtenues par le modèle, illustrant le risque de ne pas atteindre le doublement de la POR associé à différentes mesures de gestion appliquées dans le secteur nord des Îles-de-la-Madeleine.

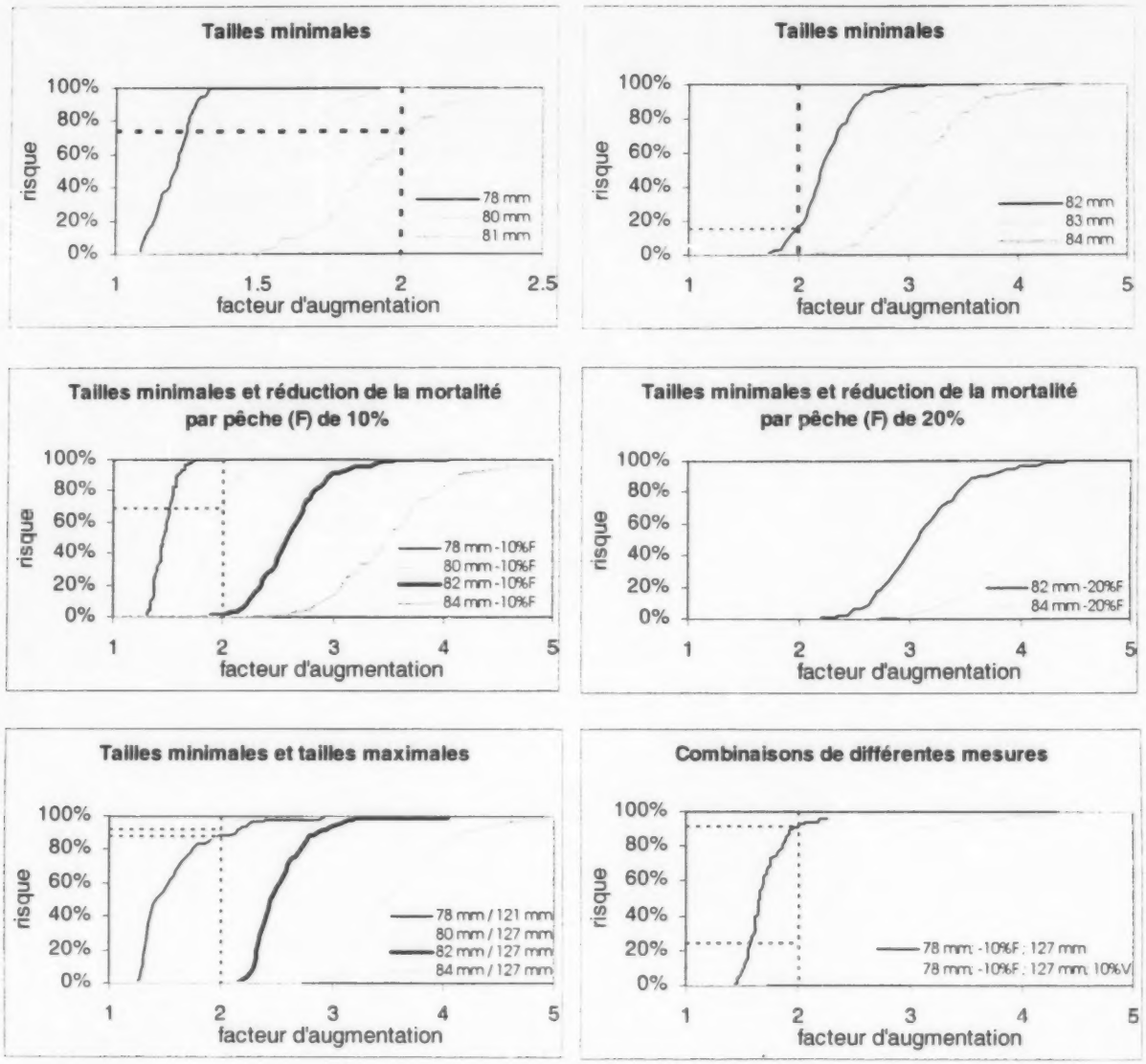



Figure 7. Distribution cumulative des fréquences des 100 valeurs du facteur d'augmentation obtenues par le modèle, illustrant le risque de ne pas atteindre le doublement de la POR associé à différentes mesures de gestion appliquées en Gaspésie.

## 4.0 DISCUSSION

Le modèle de calcul de la POR a été utilisé pour simuler l'impact d'une grande variété de mesures de gestion, utilisées seules ou selon différentes combinaisons. Cependant, jusqu'à présent, parmi les mesures proposées, l'augmentation de la taille minimale de capture est celle qui a été privilégiée. Aux Îles-de-la-Madeleine, l'augmentation de la taille s'est faite graduellement depuis 1997 à raison de 1 mm par année. Ces petites augmentations sont passées presque inaperçues auprès de pêcheurs. L'examen de la composition des captures de 1996 avait révélé que les homards dont la taille se situait entre 76 et 77 mm constituaient environ 4 % des captures du côté sud et seulement 2 % du côté nord (Gendron et Savard 2000). La situation a été différente pour la Gaspésie où l'on avait plutôt opté pour un scénario d'augmentation de la taille de 2 mm à tous les deux ans. Ainsi, en 1997, la taille minimale de capture est passée de 76 mm à 78 mm. On avait alors calculé que la fraction des débarquements constituée de homards dont la taille se situait entre 76 mm et 78 mm était en moyenne de 13,5 % (Gendron et Savard 2000). Ce pourcentage élevé résulte d'un taux d'exploitation du homard très élevé en Gaspésie, ce qui génère une population composée presque exclusivement d'une seule classe de mue. Les débarquements de 1997 ont été beaucoup plus faibles que ceux de 1996 en Gaspésie en partie en raison de l'augmentation de la taille minimale de capture. Toutefois, d'autres facteurs comme des changements dans l'abondance de la ressource et dans la capturabilité ont pu aussi contribuer à la baisse des débarquements cette année-là (MPO 1998). Par la suite, les pêcheurs ont néanmoins convenu de ne pas augmenter la taille de plus d'un millimètre par année.

Lors de l'implantation d'un programme d'augmentation de la taille minimale de capture, les pertes en poids dans les débarquements occasionnées la première année sont compensées dès l'année suivante. En effet, les homards qui sont remis à l'eau la première année deviennent accessibles à la pêche l'année suivante. Bien que leur nombre soit légèrement réduit par la mortalité naturelle, estimée à environ 15 % annuellement, ils sont cependant plus gros car ils ont eu la chance d'effectuer une mue additionnelle avant d'être pêchés. Un gain en poids d'environ 45 % est réalisé à la faveur de cette mue. Ainsi, à recrutement égal, il est prévisible que l'augmentation de la taille minimale de capture entraîne une diminution de la capture en nombre, mais une augmentation de la capture en poids. Ceci vaut pour les mâles et les femelles immatures. En ce qui concerne les femelles matures, l'augmentation de la taille de capture permettra à une plus grande proportion de celles-ci de se reproduire avant d'être pêchées. La quantité de femelles œuvées dans la population devrait augmenter et par le fait même, les prises de femelles non œuvées diminueront. Les femelles non accessibles à la pêche parce qu'elles sont œuvées le deviendront par contre l'année suivante, au terme de leur cycle de reproduction. Elles seront alors plus grosses puisqu'elles auront eu la chance de réaliser une mue additionnelle. Pour celles-ci, les gains en poids pourraient tout juste compenser les pertes en nombre (mortalité naturelle sur 2 ans). Globalement, on peut néanmoins s'attendre à ce que les captures en poids augmentent pendant un certain temps, c'est-à-dire tant que la taille minimale de capture sera sous la taille critique, soit la taille où les gains en poids dans une population sont supérieurs aux pertes en nombre.

L'augmentation de la taille minimale de capture va permettre de réduire la pression de pêche sur les immatures et va favoriser la production d'œufs par les femelles primipares, soit celles qui en sont à leur première reproduction. Des travaux en cours montrent que l'augmentation de la ponte des femelles multipares (celles qui en sont au moins à leur seconde reproduction) aurait des avantages encore plus grands. En effet, les larves provenant de femelles de plus grande taille sont plus grandes et ont un poids plus élevé à l'émergence (Plante *et al.* 2001). On a aussi observé que les larves de taille et de poids plus grands avaient une croissance plus rapide et étaient aussi plus grandes au moment de la déposition benthique (James-Pirri *et al.* 1998). Toutes ces caractéristiques peuvent indiquer un meilleur potentiel de survie.

Jusqu'à maintenant, aucune mesure n'a été mise en place pour diminuer l'effort de pêche et les taux d'exploitation. Les mesures comme l'augmentation de la taille minimale de capture ou l'instauration d'une taille maximale de capture n'entraînent pas nécessairement une diminution du taux d'exploitation, ce dernier étant calculé sur la fraction exploitable de la population. Au contraire, l'application de telles mesures pourrait même entraîner une augmentation du taux d'exploitation, si elle se traduisait par une diminution de la biomasse exploitable. En effet, si l'effort de pêche demeure inchangé et que le même niveau d'effort de pêche est déployé sur une biomasse plus petite, le taux d'exploitation s'en trouvera alors augmenté.

La diminution de la mortalité par la pêche passe obligatoirement par une diminution de l'effort de pêche: diminution du nombre de permis, diminution du nombre de casiers ou de la durée de la saison de pêche. Pour réduire la mortalité par la pêche de 10 %, il faudrait théoriquement réduire l'effort dans les mêmes proportions. En pratique toutefois, la réduction de la mortalité pourrait ne pas être proportionnelle à la diminution de l'effort puisque les pêcheurs peuvent partiellement compenser la réduction d'effort en augmentant leur efficacité de pêche. D'autre part, l'efficacité d'une réduction de la durée de la saison de pêche sera fonction du patron saisonnier de la capturabilité du homard. Celle-ci est déterminée par de nombreux facteurs, dont notamment les conditions environnementales qui affectent la vulnérabilité du homard au casier (Miller 1990). Dans le cas des Îles-de-la-Madeleine, on a observé que la capturabilité était maximale au début de la saison de pêche, mais beaucoup plus faible vers la fin (L. Gendron, données non publiées). Ainsi, couper une semaine en début de pêche en retardant l'ouverture de la saison aurait plus d'impact sur la mortalité que si l'on coupait une semaine en fin de saison de pêche.

En attendant que l'effort de pêche soit réduit et ce, quelle que soit la taille minimale de capture, la pêche restera toujours aussi dépendante du recrutement annuel. De plus, en l'absence de mesures de contrôle accrues de l'effort de pêche, il est prévisible que l'effort de pêche s'accroisse en raison de l'augmentation de l'efficacité des pêcheurs. Les résultats du modèle de calcul de POR montrent que les bénéfices attendus de l'augmentation de la taille minimale de capture sont atténués si le taux d'exploitation augmente. Une réduction importante de l'effort de pêche ou même un contrôle des captures devront éventuellement être envisagées pour une meilleure protection de la ressource. Une diminution de la mortalité sur la fraction exploitable du stock permettra à

plus d'individus de réaliser leur plein potentiel de croissance, ce qui se traduira par une population comportant plusieurs modes et davantage de gros individus. En conséquence, la pêche sera moins dépendante du recrutement annuel et ne portera plus uniquement sur les tailles nouvellement recrutées à la pêche. Par ailleurs, la réduction de la pression de pêche sur les femelles non œuvées permettra d'accroître le nombre de grosses femelles dans la population, celles dont la contribution au succès reproducteur pourrait être la plus importante.

Le doublement de la POR est une mesure intérimaire d'amélioration de l'état des populations de homard, elle ne garantit pas que les niveaux de POR ainsi atteints soient suffisants pour éviter de surexploiter les stocks. Dans les secteurs où la production d'œufs est faible, le doublement sera réalisé plus facilement que dans les secteurs où la POR est déjà forte. Ainsi, les bénéfices risquent d'être moindres dans les secteurs qui en auraient le plus besoin. En fait, le maintien de populations démographiquement saines, où les immatures ne seraient pas exploités, entraînerait dans certaines zones une augmentation du triple ou du quadruple de la POR.

Depuis quelques années, on s'intéresse de plus en plus à la quantification des incertitudes et à leur intégration dans les recommandations de gestion des pêches. La question de savoir comment combiner les niveaux d'acceptation du risque de parties ayant des intérêts divergents et des attitudes différentes face au risque demeure toutefois ouverte à la discussion. Néanmoins, quantifier l'incertitude permet aussi une appréciation objective de la fiabilité des estimations et évite les différends résultant de l'appréciation subjective des incertitudes. L'expression de l'incertitude à l'aide de courbes de probabilité semble être utile aux gestionnaires car elle illustre directement le risque associé à leurs décisions.

Par contre, il subsiste encore d'autres incertitudes qui n'ont pas été intégrées dans le modèle et qui sont liés à la réaction de la population suite à l'implantation de nouvelles mesures de conservation. Les modèles de calcul de la POR utilisés couramment postulent qu'il n'y a pas d'effet compensatoire dans la dynamique populations de homard et que la mise en place de nouvelles mesures de gestion ne modifie aucun aspect de la biologie de l'espèce. On postule donc que le taux de croissance, la maturité sexuelle, la mortalité naturelle et la fécondité ne dépendent pas de la densité de la population. Or, il est évident que tout effort significatif au chapitre de la conservation augmentera la densité des populations. L'incertitude créée par l'absence de cet effet dans notre modèle est bien réelle à la lumière des études conduites sur d'autres stocks de la côte Est. On y a constaté que la forme de la relation stock-recrutement du homard (Fogarty et Idoine 1986, Ennis et Fogarty 1997) suggère l'existence de mécanismes de compensation dépendants de la densité au sein de son cycle vital (Fogarty et Idoine 1986). Si les stocks des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie présentent aussi de tels mécanismes, les mesures visant leur conservation pourraient avoir un impact sur la POR moindre que nous le prévoyons.

Par ailleurs, les mesures favorisant la ponte des femelles augmenteront leur protection et pourraient occasionner une asymétrie dans les taux d'exploitation entre les mâles et les femelles. Ceci aurait pour conséquence de déséquilibrer le rapport des sexes

en faveur des femelles et de réduire davantage le nombre de mâles de grande taille. Or, la raréfaction des mâles, principalement ceux de grande taille, pourrait mener à un problème de limitation de sperme car la quantité de sperme allouée par un petit mâle pourrait ne pas être suffisante pour féconder tous les œufs d'une grosse femelle, comme cela a déjà été observé chez les langoustes *Jasus edwardsii* et *Panulirus argus* (MacDiarmid et Butler IV 1999). Des travaux sont présentement réalisés sur le système d'accouplement du homard afin de vérifier s'il y a aussi chez cette espèce un potentiel de limitation du sperme (B. Sainte-Marie, communication personnelle, IML, Mont-Joli, QC).

Les modèles de POR ne permettent pas d'établir le niveau de production d'œufs nécessaire au maintien des populations. Malgré tout, il demeure que l'augmentation de la production d'œufs devrait, à tout le moins, permettre qu'il n'en manque jamais. Lorsque les conditions environnementales seront favorables, une plus grande production d'œufs pourra se traduire par un meilleur recrutement. Mais le plus important est que lors de mauvaises années, une plus grande production d'œufs réduira les risques d'effondrement des stocks. Les niveaux de production d'œufs qui permettront aux stocks de se maintenir malgré les changements environnementaux ne seront pas nécessairement atteints par le doublement de la POR. De plus, ces niveaux peuvent varier dans le temps et dans l'espace, en fonction de la variabilité des caractéristiques environnementales affectant les différentes phases du cycle de vie du homard, dont entre autres la survie larvaire et le succès de la déposition benthique.

Le travail présenté ici constitue une approche théorique au problème de la production d'œufs dans les populations de homard. Il est essentiel de mettre en œuvre un processus de validation de l'efficacité des mesures préconisées pour augmenter la POR. Une telle validation exige un suivi des populations naturelles et le développement d'indices qui permettront de savoir autrement que théoriquement, si on s'achemine vers la réalisation de nos objectifs de conservation.

## 5.0 REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme zonal sur le homard du Ministère des Pêches et des Océans. Nous désirons remercier Doug Pezzack, Joe Idoine, Marc Lanteigne, Manon Mallet et Gerry Ennis pour leurs commentaires et suggestions qui ont permis d'améliorer le logiciel. Nous désirons remercier aussi Marc-Donald Gagné pour la création de l'interface en Visual-Basic. Nous remercions également Virginie Sibert pour sa participation dans la compilation des données et la réalisation des figures. Nous remercions Bernard Sainte-Marie et Manon Mallet pour leur révision du manuscrit.

## 6.0 RÉFÉRENCES


Aiken, D. E. et S. Waddy. 1982. Cement gland development, ovary maturation and reproductive cycles in the American lobster *Homarus americanus*. J. Crustacean Biol. 2 : 315-327.

Aiken, D. E. et S. Waddy. 1986. Multiple fertilization and consecutive spawning in large American lobsters, *Homarus americanus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 : 2291-2294.

Anon. 1977. Report of the working group on *Homarus* stocks. Int. Counc. Explor. Sea. Council Meeting 1997/K :11.

Anon. 1995. Un cadre pour la conservation des stocks du homard de l'Atlantique. Rapport du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques. CCRH95. R.1, nov. 1995. 53 p.

Attard, J. 1985. Fécondité individuelle et production d'œufs par recrue du homard (*Homarus americanus*) sur les côtes nord et sud des Îles-de-la-Madeleine. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1417 : vi + 14 p.

Caddy, J. F. 1977. Approaches to a simplified yield-per-recruit model for Crustacea, with particular reference to the American lobster, *Homarus americanus*. Fish. Mar. Serv. Manuscr. Rep. 1445. 14 p.

Caddy, J. F. 1979. Notes on a more generalized yield-per-recruit analysis for crustaceans, using size-specific inputs. Fish. Mar. Serv. Manuscr. Rep. 1525. 40 p.

Campbell, A. 1985. Application of a yield and egg-per-recruit model to the lobster fishery in the Bay of Fundy. N. Amer. J. Fish. Manage. 5 : 91-104.

Campbell, A. et D. G. Robinson. 1983. Reproductive potential of three American lobster (*Homarus americanus*) stocks in the Canadian Maritimes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 1958-1967.

Dubé, P. 1985. Croissance du homard (*Homarus americanus*) dans les parties nord et sud des Îles-de-la-Madeleine. CSCPCA Doc. Rech. 85/97. 39 p.

Dubé, P. et P. Grondin. 1985. Maturité sexuelle du homard (*Homarus americanus*) femelle aux Îles-de-la-Madeleine. CSCPCA Doc. Rech. 85/85. 37 p.

Ennis, G. P. 1985. An assessment of the impact of size limit and exploitation rate changes on egg production in a Newfoundland lobster population. N. Amer. J. Fish. Manage. 5 : 86-90.

Ennis, G. P. 1991. Annual variation in egg production in a Newfoundland population of the American lobster, *Homarus americanus*. *In* : Crustacean Egg Production. A. Wenner et A. Kuris (eds). pp. 291-299. A. Balkema : Rotterdam/Brookfield.

Ennis, G. P. et P. W. Collins. 1983. A computer program to assess egg production per recruit in a lobster (*Homarus americanus*) population. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1198 : iv + 15 p.

Ennis, G. P. et M. J. Fogarty. 1997. Recruitment overfishing reference point for the American lobster, *Homarus americanus*. Mar. Freshwat. Res. 48 : 1029-1034.

Fogarty, M. J. 1995. Populations, fisheries and management. *In* : J. R. Factor (éd.). The biology of the lobster *Homarus americanus*, p. 111-137. New York, Academic Press.

Fogarty, M. J. et J. S. Idoine. 1986. Recruitment dynamics in an American lobster (*Homarus americanus*) population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 : 2368-2376.

Fogarty, M. J. et J. S. Idoine, 1988. Application of a yield and egg per recruit model based on size to an offshore American lobster population. Tr. Amer. Fish. Soc. 117 : 350-362.

Gendron, L. et G. Savard. 2000. État des stocks de homard des eaux côtières du Québec en 2000 et suivi des impacts de l'augmentation de la taille minimale de capture. SCÉS Doc. Rech. 2000/15. 73p.

James-Pirri, M.-J., J. S. Cobb et R. A. Wahle. 1998. Influence of settlement time and size on postsettlement growth in the American lobster (*Homarus americanus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 2436-2446.

MacDiarmid, A. B. et M. J. Butler IV. 1999. Sperm economy and limitation in spiny lobsters. Behav. Ecol. Sociobiol. 46 : 14-24.

Mace, P. M. et M. P. Sissenwine. 1993. How much spawning per recruit is enough ? Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120 : 101-118.

Miller, R. J. 1990. Effectiveness of crab and lobster traps. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 : 1228-1251.

Miller, R. J., D. S. Moore et J. D. Pringle. 1987. Overview of the inshore lobster resources in the Scotia-Fundy region. Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee. Research document. 87/85. 20 p.

Munro, J. et J.-C. Therriault. 1983. Migrations saisonnières du homard (*Homarus americanus*) entre la côte et les Îles-de-la-Madeleine. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 905-918.

MPO. 1998. Le homard des eaux côtières du Québec. MPO Sciences. Rapport sur l'état des stocks C4-05. 13 p.

Pezzack, D. S. et J. J. Maguire 1995. Preliminary examination of egg per recruit estimates in the Canadian lobster fishery. DFO Atl. Fish. Res. Doc. 95/92. 23 p.

Plante, F., P. Ouellet et J.-C. Brêthes. 2001. Influence de la taille des femelles sur la taille et la croissance des larves de homard (*Homarus americanus*). *In :* M. J. Tremblay et B. Sainte-Marie (réd.) Symposium sur le Programme intégré sur le homard canadien et son environnement (PINHCE) : Résumés et sommaire des travaux. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2328 . p. 119.

Tremblay, M. J., M. D. Eagles et G. A. P. Black. 1998. Movements of the lobster, *Homarus americanus*, off northeastern Cape Breton Island, with notes on lobster catchability. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2220 : iv + 32 p.